



Evaluation des données de télédétection pour l'identification et la caractérisation des continuités écologiques

Julie Betbeder

► To cite this version:

Julie Betbeder. Evaluation des données de télédétection pour l'identification et la caractérisation des continuités écologiques. Géographie. Université Rennes 2, 2015. Français. NNT : 2015REN20006 . tel-01122322

HAL Id: tel-01122322

<https://theses.hal.science/tel-01122322>

Submitted on 3 Mar 2015

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



THESE/ UNIVERSITE RENNES 2 HAUTE BRETAGNE
Sous le sceau de l'Université européenne de Bretagne

Pour obtenir le titre de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE EUROPEENNE DE
BRETAGNE
Mention : Géographie

Présentée par

Julie BETBEDER

Préparée à l'Unité Mixte de Recherche 6554
LETG Rennes COSTEL (CNRS)
Université de Rennes 2 Haute Bretagne

Evaluation des données de télédétection pour l'identification et la caractérisation des continuités écologiques

Thèse soutenue à Rennes le 15 janvier 2015
devant le jury composé de :

Nicolas Baghdadi

Directeur de recherche, TETIS IRSTEA / *Rapporteur*

Catherine Mering

Professeure, Université Paris-Diderot/ *Rapporteur*

Santiago Saura

Professeur, ETSEA, University of Lleida / *Examineur*

Eric Pottier

Professeur, Université Rennes 1 / *Examineur*

Jacques Baudry

Directeur de recherche, INRA / *Examineur*

Samuel Corgne

Maître de conférence, Université Rennes 2 / *Co-directeur de thèse*

Laurence Hubert-Moy

Professeure, Université Rennes 2 / *Directrice de thèse*

REMERCIEMENTS

La conception de cette thèse, suite à trois années de travail et d'élaboration, a été source d'une satisfaction intense tant elle m'a permis non seulement d'affiner mes connaissances en télédétection et écologie du paysage mais surtout d'intensifier mon désir de travailler dans le domaine de la recherche.

Les personnes m'ayant accueillies et permis d'effectuer ce travail, Laurence Hubert-Moy, directrice de cette thèse et Samuel Corgne, co-directeur, m'ont donné cette opportunité et je leur en suis sincèrement reconnaissante. Je remercie vivement Laurence Hubert-Moy pour sa rigueur, sa disponibilité, ses conseils, ses valeurs éthiques et morales, sans lesquelles ce travail n'aurait pas pris et eu le même sens. De même, un grand merci à Samuel Corgne, pour son extrême sympathie, sa présence et ses conseils en traitement d'images radar notamment. Je remercie également Hervé Quénol, directeur du laboratoire LETG Rennes COSTEL pour son accueil dans l'enceinte de cette structure. J'y associe Eric Pottier, directeur de l'I.E.T.R. et Claudine Thenail, directrice du SAD-Paysage (INRA) qui m'ont permis d'intégrer leur laboratoire lors de périodes ponctuelles. Je remercie également Nicolas Baghdadi, Catherine Meiring et Santiago Saura pour avoir accepté de faire partie de mon jury de thèse.

Dans tout parcours d'étudiant, certaines personnes ont un impact important sur notre future carrière. Dans ce cadre, un grand merci à Valéry Gond, maître de stage lors de ma dernière année d'études d'ingénieur, m'ayant apporté toute l'envie, l'énergie et le désir de poursuivre et d'effectuer des recherches en télédétection appliquées à l'environnement. Non impliqué dans ce travail de thèse, il n'en demeure pas moins très présent encore aujourd'hui, intéressé par mon parcours professionnel, mes choix et ma progression.

Cette thèse m'a également permis de faire deux rencontres fondamentales :

- Jacques Baudry, directeur de recherche à l'INRA, m'ayant apporté un encadrement en écologie du paysage, des opportunités et des encouragements quant à un travail de recherche sur le terrain. Ses conseils m'ont souvent fait penser à la phrase de Léonard de Vinci : « Va prendre tes leçons dans la nature ! ». Merci pour le temps accordé, sa disponibilité et nos échanges humains autour d'un repas quasi hebdomadaire au « Knock ».
- Eric Pottier, professeur à l'Université de Rennes 1, a quant à lui, accepté de me révéler les secrets du radar polarimétrique, de m'apporter des connaissances fondamentales en mathématiques et physique, ce qui n'était pas gagné d'avance, vu mon unique cursus en biologie. Merci pour sa présence, sa bienveillance, sa patience et son humanisme.

Je ne saurais oublier Jean Nabucet, ingénieur-thésard au sein du laboratoire LETG-Rennes-COSTEL, pour les fructueux échanges professionnels concernant l'agriculture, les bocages et les méthodes en télédétection. Nos sorties sur le terrain ont été largement agrémentées de

bonne humeur et je le remercie pour son sens de l'humour. Je le félicite pour sa très future paternité, autre grande aventure !

Merci également à Sébastien Rapinel, post-doctorant à ECOBIO, pour m'avoir permis de connaître les marais de Sougéal, la dynamique des zones humides et ce tant au plan conceptuel que sur site. Je n'oublierai pas ces deux compagnons de jeux ainsi que leurs compagnes (Steph et Emilie) dans les soirées et surtout au cours des sorties de cueillette de champignons, hobby ancien que rien ne peut remplacer dès que « l'automne pointe le bout de son nez ».

Je remercie également Thomas Corpetti, directeur de recherche au laboratoire LETG-Rennes-COSTEL pour son aide précieuse en méthodes de classification et de fusion, Sophie Alain-Baillache pour son assistance en traitement d'images radar. Merci également à Alban Thomas, ingénieur au LETG Rennes COSTEL pour l'extraction des variables biophysiques et Jean-Luc Roger pour son aide quant à l'apprentissage de la détermination des carabes et du travail de terrain.

Je n'oublie pas le personnel des laboratoires LETG Rennes COSTEL, IETR et INRA SAD-Paysage, les doctorants, les stagiaires, les post-doctorants et tout le personnel permanent sans qui ce travail n'aurait pu être effectué dans une ambiance chaleureuse, dynamique et conviviale. Merci à Renan, Cyril, Pauline, Xavier, Solène « la grande » et Solène « la petite », Béatrice, Alban, Emilie, Abdou, Perrine, Pascal, Gong Xhi, Igor, Edwige, Véro, Clémence, Vincent & Vincent, Johan, Nicolas, Valérie, Camille, Rémi, Marie, Colette, Hongquan, ... pour leur bonne humeur, leur engagement professionnel et humain.

Merci au personnel administratif qui allège toutes les formalités, et les prend en charge. Cette fonction, Roselyne, secrétaire au Laboratoire LETG-Rennes-COSTEL, et Ghislaine, secrétaire à l'INRA SAD Paysage, l'occupent pleinement et je tiens à saluer leur esprit énergique et efficace et ce toujours dans la bonne humeur.

Merci aussi aux deux stagiaires : Quentin LANDAIS (Master 1 en Ecologie du paysage) et Marianne LASLIER (Master 2 en géographie). Une mention spéciale pour Marianne étant donné l'important travail fourni et l'intérêt particulier porté à la fois en télédétection et en écologie.

Une dédicace à Renan qui à toujours répondu présent alors qu'il pleuvait à chaque sortie terrain et qui n'a jamais rechigné à la tâche. Un petit coucou à Pascal avec lequel j'ai battu le record de vitesse sur le terrain. Merci à tous les agriculteurs qui m'ont permis de poser des pièges et d'effectuer des relevés sur leurs terrains même s'ils sont apparu parfois bien étonnés et bien sceptiques quant aux recherches effectuées. Je ne peux oublier Karine, la patronne du bar de Trans-la-Forêt qui m'a offert chaleur et bonne ambiance lors de mes sorties terrain avec mes collègues.

Merci également à vous peuplement de carabiques bretons, vous étiez fort nombreux au rendez vous, j'en ai malheureusement sacrifié 18 532 d'entre vous...

Enfin, merci à mes parents pour leur réel soutien, leur affection et pour m'avoir donné la possibilité de poursuivre mes études. Merci à mes beaux-parents, à toute ma famille et à mes chers amis palois : Chris, Papish, Brana, Delane, Yassine, Jéjé, Kaër, Brice, Benji, Flo, qui ont toujours été présents dans les périodes de doutes et de difficultés. Ils ont su m'encourager et ne jamais manquer de m'entourer dans les moments festifs et même dans certaines ascensions Pyrénéennes. Merci également aux « colocs », Cathy, Bernard, Jérôme et Renan qui m'ont fait découvrir la vie Rennaise, qui m'ont aussi appris à m'exprimer correctement. (On ne dit pas une « chocolatine », mais on parle de « pain au chocolat » !)

Enfin, toi qui te reconnaîtras, merci de m'avoir accompagné pendant cette dernière année de thèse, merci d'avoir cru en moi, d'avoir toujours gardé le sourire même dans les moments difficiles, merci pour ta patience et pour tout le reste...

... « *Va prendre tes leçons dans la nature !* »...

Léonard DE VINCI

Je dédicace cette thèse à mon « PECOS », aujourd’hui disparu, qui m’a donné de belles leçons en matière de philosophie de la vie et qui a toujours cru en moi.

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES

AFC	Analyse Factorielle des Correspondances
ACC	Analyse Canonique des Correspondances
AIC	Akaike Information Criterion
ALOS-PALSAR	Advanced Land Observing Satellite-Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
CAH	Classification Ascendante Hiérarchique
CASI	Compact Airbone Spectrographic Imager
CBD	Convention on Biological Diversity
CCAD	Central American Commission on Environment and Development
CDB	Convention sur la Diversité Biologique
CNES	Centre National d'Etudes Spatiales
CNRS	Centre National de la Recherche Scientifique
CORINE	Co-ORdination of Information on the Environnement
COSTEL	Climat et Occupation du Sol par TELédétection
DCE	Directive Cadre Eau
DEM	Digital Elevation Model
DIVA	Action publique, Agriculture et Biodiversité
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
DEFINITE	DEcisions on a FINITE set of alternative
DT	Decision Tree
DTW	Dynamic Time Warping
ECOBIO	ECOsystème BIODiversité et évolution
EPCI	Etablissements publics de coopération intercommunale
ESA	European Space Agency
ERS	European Remote-sensing Satellite
EVALUWET	European VALuation and assessment tools supporting WETland ecosystem
FAO	Food and Agriculture Organization
FAPAR	Fraction of absorbed photosynthetically active radiation)
FCover	Fraction of cover
FORMOSAT	Formosa Satellite

GAC	Global Alignement Kernel
GHz	Giga-Hertz
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GLAS	Geoscience Laser Altimeter System
GLM	Global Linear Model
GO	Giga-Octets
GPS	Global Positioning System
HRS	Haute Résolution Spatiale
ICESAT	Ice, Cloud, and land Elevation Satellite
IETR	Institut d'Électronique et des Télécommunications de Rennes
IGN	Institut Géographique National
ILTER	International Long-Term Ecological Research
INEE	INstitut Ecologie Environnement
INRA-SAD	Institut National de la Recherche Agronomique- Sciences pour l'action et le développement
InSAR	interferometric Synthetic Aperture Radar
IRC	Infra Rouge Couleur
IRS-LISS	Indian Remote Sensing satellite- Linear Imaging Self Scanning Sensor
ISODATA	Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique
JERS	Japanese Earth Ressources Satellite
K-NN	K-Nearest Neighbours
KOMPSAT	Korea Multi-Purpose Satellite
LAI	Leaf Area Index
LETG	Littoral Environnement Télédétection Géomatique
LiDAR	Light Detection And Ranging
LTER	Long-Term Ecosystem Research
MIR	Moyen Infra Rouge
MNE	Modèle Numérique d'Élévation
MNT	Modèle Numérique de Terrain
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MSC	Multi-Spectral Camera
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NEBN	Noise Equivalent Beta Naught
NN	Nearest Neighbor
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economiques
ONF	Office National des Forêts

ORTHO	Orthophotoplan
OS	Occupation des Sols
OSUR	Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes
PIR	Proche Infra-Rouge
PLU	Plan Local d'Urbanisme
POL	POLarimétrie
PolSARpro	Polarimetric SAR Data Processing
PRD	Patch Richness Density
PRF	Pulse Repetition Frequency
RADAR	RAdio Detection And Ranging
RADARSAT	RAdio Detection And Ranging SATellite
RAM	Random Access Memory
RGB	Red Green Blue
RGP	Réseau Géodésique Permanent
RMSE	Root Mean Square Error
RSO	Radars à Synthèse d'Ouverture
RVB	Rouge Vert Bleu
SAGE	Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SAR	Synthetic Aperture Radar
SAU	Surface Agricole Utile
SCEES	Service Central des Enquêtes et Études Statistiques
SCOT	Schéma de COhérence Territorial
SDAGE	Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SE	Shannon Entropy
SHDI	SHannon Diversity Index
SIG	Système d'Information Géographique
SPOT	Satellite Pour l'Observation de la Terre
SRCE	Schéma Régional de Cohérence Ecologiques
SRTM	Mission Shuttle Radar Topography
SVM	Support Vector Machine
TerraSAR-X	Terra Synthetic Aperture Radar-X
THRS	Très Haute Résolution Spatiale
TM	Thematic Mapper
TVB	Trames Vertes et Bleues
ULM	Ultra Léger Motorisé
UMR	Unité Mixte de Recherche
UNESCO	United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organisation

USGS	United States Geological Survey
ZA	Zone Atelier
ZAA	Zone Atelier Armorique
ZHIEP	Zones Humides d'Intérêt Environnemental Particulier
ZICO	Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux
ZNIEFF	Zones Naturelles d'Intérêt Écologique Faunistique et Floristique
ZPS	Zone de Protection Spéciale
ZSC	Zone Spéciale de Conservation
ZSGE	Zones Stratégiques de Gestion de l'Eau

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS	III
LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES	IX
SOMMAIRE	XIII
INTRODUCTION GENERALE	1
<u>PARTIE 1. LES CONTINUITES ECOLOGIQUES : CONCEPTS, OUTILS ET METHODES</u>	<u>7</u>
INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE	9
CHAPITRE I. LES CONTINUITES ET CORRIDORS ECOLOGIQUES	11
CHAPITRE II. LA CARTOGRAPHIE DES ELEMENTS DU PAYSAGE POTENTIELLEMENT CONSTITUTIFS DES CONTINUITES ECOLOGIQUES STRUCTURELLES PAR TELEDETECTION SPATIALE	21
CHAPITRE III. DEMARCHE METHODOLOGIQUE	69
CHAPITRE IV. SITE D'ETUDE ET DONNEES	87
SYNTHESE DE LA PREMIERE PARTIE	111
<u>PARTIE 2. IDENTIFICATION ET CARACTERISATION DES ELEMENTS CONSTITUANT LA TRAME BOISEE</u>	<u>115</u>
INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE	117
CHAPITRE V. IDENTIFICATION ET CARACTERISATION DES HAIES BOISEES : EVALUATION DES DONNEES TERRASAR-X	119
CHAPITRE VI. EVALUATION D'INDICATEURS ET DE METRIQUES PAYSAGERES DERIVEES DES IMAGES OPTIQUES ET RSO POUR EXPLIQUER LA DISTRIBUTION D'UN MODELE ESPECE DANS UN PAYSAGE BOCAGER	137
SYNTHESE DE LA DEUXIEME PARTIE	157
<u>PARTIE 3. CARACTERISATION DES ZONES HUMIDES</u>	<u>159</u>
INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE	161
CHAPITRE VII. EVALUATION DES DONNEES TERRASAR-X POUR LA CARTOGRAPHIE DE LA VEGETATION DES ZONES HUMIDES	163
CHAPITRE VIII. DETERMINATION DES DATES CLES POUR LA CARTOGRAPHIE DE LA VEGETATION DES ZONES HUMIDES A PARTIR D'UNE SERIE TEMPORELLE D'IMAGES RADAR THRS	177
SYNTHESE DE LA DE LA TROISIEME PARTIE	187

<u>PARTIE 4. IDENTIFICATION DES CULTURES</u>	<u>189</u>
INTRODUCTION DE LA QUATRIEME PARTIE	191
CHAPITRE IX. EVALUATION DE LA FUSION D'INDICATEURS DERIVES DE SERIES TEMPORELLES D'IMAGES OPTIQUES ET RADAR POUR LA CARTOGRAPHIE DES CULTURES	193
CHAPITRE X. EVALUATION DE L'IMPACT DE L'ENVIRONNEMENT PAYSAGER ET PARCELLAIRE SUR LA DISTRIBUTION DES ESPECES INFEODEES AUX CULTURES : APPORT DES IMAGES RSO	215
SYNTHESE DE LA DE LA QUATRIEME PARTIE	237
<u>PARTIE 5. EVALUATION FONCTIONNELLE DES CONTINUITES IDENTIFIEES PAR TELEDETECTION : EXEMPLE DES STRUCTURES BOISEES</u>	<u>239</u>
CHAPITRE XI. AMELIORATION DES METRIQUES DE CONNECTIVITE A PARTIR D'IMAGES RADAR	241
<u>CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES</u>	<u>257</u>
<u>BIBLIOGRAPHIE</u>	<u>263</u>
<u>ANNEXES</u>	<u>293</u>
<u>LISTE DES FIGURES</u>	<u>341</u>
<u>LISTE DES TABLEAUX</u>	<u>347</u>
<u>TABLE DES MATIERES</u>	<u>349</u>

INTRODUCTION GENERALE

L'environnement connaît depuis quelques décennies des bouleversements profonds liés en grande partie à l'action de l'homme sur les milieux. Face au développement économique des territoires, aux changements d'occupation et d'usage des sols, les paysages évoluent et se modifient, entraînant un phénomène de morcellement de l'espace et notamment des habitats naturels et semi naturels. La fragmentation des habitats est aujourd'hui considérée comme l'une des plus sérieuses menaces sur la biodiversité, et une des causes majeures de la crise actuelle d'extinction des espèces (Wilcox and Murphy 1985). Dans les paysages fragmentés, le mouvement est un processus clé pour la survie des espèces faunistiques et floristiques (Wiens et al. 1993), celui-ci étant facilité par une connectivité importante entre les éléments du paysage. Des études ont montré que parmi les éléments qui concourent à augmenter la connectivité du paysage, les corridors écologiques sont particulièrement intéressants et efficaces.

Les continuités écologiques, qui sont constituées de zones nodales correspondant, en écologie du paysage, à des sources de biodiversité, de corridors correspondant aux zones assurant une connectivité fonctionnelle entre les zones nodales et de zones tampons protégeant les zones nodales et les corridors d'éventuelles influences extérieures (Bennett 2003). Ces continuités recouvrent différentes formes (linéaires, pas japonais, ou encore mosaïque paysagère) et différentes fonctions. Ainsi, les continuités écologiques peuvent jouer un rôle d'habitat, de refuge ou de puits de colonisation pour certaines espèces, de barrière ou de filtre, ou encore de sources d'éléments biotiques ou abiotiques pour la matrice environnante, et sont aujourd'hui bien connus pour leur rôle de conduit pour la dispersion et le mouvement de certaines espèces. En effet, de nombreuses études ont montré que les continuités écologiques permettent d'augmenter le mouvement et la taille des populations d'espèces à habitat restreint (Haddad 1999a; Haddad 1999b; Haddad and Baum 1999) en maintenant des liaisons entre des taches d'habitats isolés (Noss 1993). Ils participent ainsi à la survie des métapopulations (c'est-à-dire à un ensemble de sous-populations connectées entre elles et pouvant ainsi échanger des individus migrants) en permettant leur dispersion.

Dans ce contexte, de nombreuses politiques nationales et internationales mises en œuvre depuis le début des années 1990 prennent en compte le rôle de « conduit » des corridors écologiques dans les politiques de protection de la biodiversité (Sommet mondial sur le développement durable (2002), Convention sur la diversité biologique (1992), Stratégie paneuropéenne pour la protection de la diversité biologique et paysagère (1996), ou encore loi du Grenelle II, Trame Verte et Bleue). En France, les lois du Grenelle de l'environnement ont fixé comme objectif la constitution d'une trame verte et bleue (TVB) nationale, outil d'aménagement du territoire, de manière à créer des continuités écologiques territoriales afin de favoriser la biodiversité.

Si l'étude des continuités écologiques implique l'inventaire et le suivi de certaines espèces, il passe aussi par l'identification et la caractérisation des éléments paysagers qui constituent ces continuités (Hubert-Moy et al. 2012). Ainsi, l'étude des corridors écologiques

est généralement réalisée en trois étapes (Vuilleumier et Prélaz-Droux 2002; Vogt et al. 2007; Saura et al. 2011). La première vise à cartographier les éléments paysagers potentiellement constitutifs des corridors écologiques. La seconde étape vise à cartographier les corridors écologiques dits structurels, c'est-à-dire les continuités physiques entre éléments paysagers. Enfin, la troisième étape, a pour objectif d'évaluer la fonctionnalité de ces corridors pour certains groupes d'espèces.

Les corridors écologiques structurels sont généralement cartographiés à des échelles grossières sous la forme d'éléments boisés linéaires connectant deux, voire plusieurs habitats (Vogt et al. 2007). Il est à présent admis qu'en fonction de la communauté d'espèces étudiée, les éléments constituant les corridors écologiques peuvent être différents des boisements. Les prairies, les cultures et les lisières sont désormais considérées comme des éléments assurant la connectivité dans le paysage pour des espèces inféodées aux espaces agricoles (Baudry et al. 2003). On peut ainsi rencontrer trois types de continuités terrestres permettant la circulation des espèces dans les surfaces agricoles et/ou les espaces boisés : (1) les continuités constituées d'éléments semi-naturels et de prairies permanentes dans un paysage ; (2) les continuités agricoles reliant des éléments semi-naturels (3) et les continuités agricoles dans une zone cultivée (Baudry et al. 2003). Ces éléments de la matrice paysagère peuvent varier en fonction des saisons et des pratiques agricoles. Ainsi, les réseaux de continuités écologiques ne sont pas tous stables dans le paysage et peuvent évoluer tout au long de l'année et/ou d'une année à l'autre.

D'une façon générale, la cartographie des corridors structurels est effectuée en utilisant des jeux de données multi-sources, associant des données de télédétection, des observations réalisées sur le terrain et des bases de données cartographiques diverses. Si la télédétection constitue une source de données largement utilisée pour identifier et caractériser les réseaux écologiques à une échelle nationale, voire régionale (Hubert-Moy et al. 2012), elle n'est pas privilégiée pour les approches locales. Or, la mise en place de la TVB s'effectue principalement à une échelle fine, celle des territoires communaux. Avec l'apparition des données de télédétection à Très Haute Résolution Spatiale (THRS), il est aujourd'hui possible d'obtenir des informations sur l'environnement à des échelles spatiales et temporelles fines. Les données THRS permettent en effet de fournir des informations sur l'occupation et l'utilisation des sols (Kerr and Ostrovsky 2003) sur les propriétés biophysiques (Turner et al 2003; Jacquemoud et al. 2009) ou structurelles (Imhoff et al. 1997 ; Lee and Pottier 2009) de la végétation à une échelle parcellaire, voire infra-parcellaire. Ceci explique que l'exploitation des données de télédétection pour des applications en écologie n'a cessé d'augmenter depuis une dizaine d'années. Des images sont par exemple utilisées pour prédire la richesse en espèces (Kerr and Ostrovsky 2003; Levanoni et al. 2011), ou encore pour cartographier les formations végétales à une échelle fine (Clark et al. 2005 ; Pu 2009; Betbeder et al. 2014a).

La plupart du temps, les données de télédétection utilisées en écologie sont des données optiques acquises par des capteurs passifs (Kerr and Ostrovsky 2003). Ces images permettent de dériver des variables biophysiques et des indices de végétation comme par exemple l'indice de végétation normalisé (NDVI), qui est largement utilisé pour de

nombreuses applications en écologie (Pettorelli et al. 2014). Ainsi, le NDVI fournit des informations sur la distribution et la dynamique de la végétation et peut être utilisé pour prédire la distribution de l'abondance de certaines espèces (Pettorelli et al. 2005). Cependant, l'utilisation de données optiques est limitée à des périodes sans nuage, sans compter que ces données fournissent des informations uniquement sur la surface de la végétation, la profondeur de pénétration des flux d'énergie étant très faible dans ces longueurs d'onde.

D'autres données de télédétection, telles que les données RSO (Radars à Synthèse d'Ouverture) et LIDAR (Light Detection and Ranging), offrent aujourd'hui de nouvelles possibilités pour caractériser la structure de la végétation sur l'ensemble d'un paysage. En effet, les données LIDAR ont la capacité d'acquérir des mesures tridimensionnelles de la surface d'un paysage à une résolution spatiale fine, ce qui permet d'estimer une grande variété de caractéristiques de la végétation telles que la hauteur des arbres, le volume, ou encore la biomasse (Müller and Brandl 2009 ; Heinzl and Koch 2011). Cependant, les données LIDAR étant acquises lors de missions aériennes l'acquisition de séries temporelles pour le suivi d'une zone est très difficile d'un point de vue opérationnel. Les images radar RSO, plus faciles à acquérir, fournissent une alternative aux images optiques, car n'étant pas sensibles aux conditions de visibilité, elles peuvent être acquises de jour comme de nuit (Ulaby 1990). Ainsi, les capteurs radar THRS sont capables d'acquérir des images sans être dépendants des conditions de visibilité, ce qui permet d'effectuer un suivi inter et intra annuel des surfaces terrestres à des échelles fines tant d'un point de vue spatial que temporel. De plus, ces données sont sensibles à l'humidité et à la rugosité des surfaces. Elles fournissent ainsi des informations complémentaires à celles qui sont produites à partir des images optiques. Or les images radar THRS, dont l'acquisition est récente, ont été jusqu'à présent encore assez peu exploitées.

La problématique de cette thèse porte sur l'évaluation des capteurs optiques et radar pour l'identification et la caractérisation des continuités écologiques à une échelle locale. Il s'agit d'un travail exploratoire, n'ayant à notre connaissance jamais été effectué. Cette thèse s'inscrit dans le cadre de recherches pluridisciplinaires associant écologues, agronomes et géographes. Les principales questions auxquelles elle vise à répondre sont : comment identifier et caractériser les éléments potentiellement constitutifs des continuités écologiques à une échelle locale? Quelle sont les potentialités des capteurs THRS à dériver des informations permettant de caractériser la structure interne des éléments paysagers et ainsi de dériver de l'information ayant un sens « écologique » à une échelle locale ? Enfin, de quelle manière prendre en compte la connectivité de ces éléments paysagers afin d'évaluer leur fonctionnalité d'un point de vue écologique ?

Afin de répondre à ces questions, nous nous sommes intéressés plus particulièrement aux paysages agricoles. Au sein de ces paysages, les éléments constitutifs des continuités écologiques peuvent être de trois types : les surfaces boisées (incluant les haies bocagères), la mosaïque agricole (incluant les cultures et les prairies) et les zones humides (qui incluent majoritairement des surfaces boisées et des prairies). Si l'imagerie optique a déjà été évaluée pour identifier et caractériser des cultures, des éléments boisés (Vannier 2011) et des zones

humides (Rapinel 2012), l'imagerie RSO n'est que très rarement utilisée pour ces deux derniers types d'éléments. En effet, les images radar sont bien souvent sous-exploitées malgré l'intérêt qu'elles présentent pour l'évaluation des surfaces en eau, de l'humidité des sols, des zones inondables et la caractérisation de la végétation, en particulier dans les régions où la couverture nuageuse est élevée (Evans et al. 2010; Betbeder et al. 2014b...). En outre, si la résolution spatiale de l'imagerie radar qui a été utilisée jusqu'à présent était trop faible pour étudier les écosystèmes de façon détaillée, les données radar à très haute résolution spatiale telles que des images RADARSAT-2 et TerraSAR-X présentent un fort potentiel pour cela (Touzi et al. 2006; Baghdadi, et al. 2009 ...). Ainsi, le couplage de données satellitaires radar et optiques est très prometteur, car les informations qu'elles fournissent sont *à priori* complémentaires.

Le principal objectif de cette thèse est d'évaluer l'intérêt des images THRS pour identifier et caractériser les éléments du paysage agricole potentiellement constitutifs des continuités écologiques. Plus précisément, elle vise à évaluer le potentiel des images RSO et de l'utilisation combinée des données optiques et radar THRS pour caractériser des continuités écologiques à échelle fine, tant d'un point de vue structurel que fonctionnel.

Cette thèse, qui vise à répondre à cet objectif, s'articule en cinq parties :

- La première partie expose la problématique générale de la thèse et un état de l'art portant sur l'étude des éléments potentiellement constitutifs des continuités écologiques, à savoir les éléments boisés, les zones humides et la mosaïque des cultures. Elle présente, à partir de la littérature scientifique, un état des données et des méthodes permettant d'identifier et de caractériser ces éléments. De plus, cette partie expose un état de l'art sur l'utilisation des données de télédétection pour la cartographie des continuités structurelles, et des méthodes permettant d'évaluer la fonctionnalité de ces dernières. Cette première partie comprend quatre chapitres : le premier dresse un état des connaissances sur les corridors et les continuités écologiques. Le deuxième présente successivement quelques rappels sur les données optiques et radar, les enjeux et un état de l'art portant sur la détection et la caractérisation des bocages, des zones humides et des cultures par télédétection, puis un état de l'art sur la cartographie des corridors écologiques au sens large. Le troisième chapitre présente la démarche méthodologique suivie tout au long de cette thèse et détaille les outils utilisés pour réaliser les différentes étapes de cette méthode. Enfin le quatrième chapitre présente les caractéristiques des sites d'études et des données utilisées pour cartographier les continuités écologiques et en évaluer la fonctionnalité.
- La deuxième partie de la thèse présente l'identification et la caractérisation des éléments constitutifs des continuités boisées. Le cinquième chapitre porte sur l'identification et la caractérisation des haies à partir de données radar THRS. Le chapitre six évalue l'information dérivée de la cartographie des réseaux bocager par imagerie RSO d'un point de vue fonctionnel, c'est-à-dire vis-à-vis de la biodiversité.

- La troisième partie de la thèse porte sur l'identification et la caractérisation des zones humides par télédétection radar. Le septième chapitre évalue le potentiel des séries temporelles d'images radar THRS pour la cartographie de la végétation des zones humides à échelle fine, celle des formations végétales. Le chapitre huit expose quant à lui une méthode permettant d'identifier le nombre d'images RSO et les dates adéquates pour cartographier de manière automatique les types de végétation présentes sur les zones humides.
- La quatrième partie de la thèse est dédiée à l'identification et à la caractérisation des éléments constitutifs de la mosaïque agricole et plus particulièrement des cultures. Le chapitre neuf présente l'évaluation de la fusion d'images optiques et radar pour la cartographie des cultures à échelle fine. Le chapitre dix expose, quant à lui, l'évaluation des interactions écologiques au sein de la mosaïque des cultures à partir de l'imagerie optique et radar.
- Enfin, la dernière partie porte sur l'évaluation fonctionnelle des continuités écologiques identifiées par télédétection à partir de l'exemple des structures boisées. L'objectif de ce dernier chapitre est d'analyser la manière dont l'imagerie RSO modifie nos connaissances sur la caractérisation des paysages à échelle fine en participant à l'amélioration des métriques de connectivité existantes.

Cette thèse a été réalisée dans le cadre du projet de recherche « DIVA- Agriconnect » (2011-2015), coordonné par F. Burel (CNRS). L'objectif est d'analyser le concept de corridors écologiques à l'interface entre connaissances scientifiques, réglementations et mise en place opérationnelle. Ce projet de recherche s'appuie sur les résultats acquis par le projet « DIVA-Corridor » (2007-2010) et sur l'expérience d'interdisciplinarité d'une équipe qui rassemble agronomes, géographes, écologues, juristes et partenaires acteurs de la mise en place de la trame verte et bleue. Tandis que « Diva-corridor » visait à étudier l'impact des changements d'échelle (régionale, paysage) pour l'identification, le fonctionnement et la mise en place des continuités écologiques, le projet « DIVA-Agriconnect » met l'accent quant à lui sur les échelles locales et paysagères auxquelles la TVB est mise en place. Ce projet porte sur l'identification des continuités écologiques dans les paysages agricoles et le rôle de la mosaïque paysagère en tant que corridor écologique. Ce travail de thèse visait à évaluer d'une part des données de télédétection pour la cartographie des continuités écologiques structurelles aux échelles locale et paysagère et d'autre part la fonctionnalité de ces continuités d'un point de vue écologique.

PARTIE 1.LES CONTINUITES ECOLOGIQUES : CONCEPTS, OUTILS ET METHODES



INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE

La première partie de ce manuscrit expose le cadre thématique et méthodologique dans lesquels s'inscrit cette thèse en précisant dans un premier temps, les enjeux que représentent l'étude des corridors et des continuités écologiques au sein des paysages agricoles et dans un second temps, la manière dont il est possible de les identifier et de les caractériser.

L'objectif de cette partie est de mener une réflexion à partir d'un état de l'art, afin d'appréhender les concepts développés en écologie du paysage sur les continuités et les corridors écologiques et à orienter les choix méthodologiques à effectuer pour identifier et caractériser ces continuités à partir de données de télédétection et d'inventaires biologiques.

Dans le premier chapitre nous nous attachons à définir les corridors et les continuités écologiques ainsi que leur rôle fonctionnel. Nous présentons également les différents types de continuités présentes au sein des mosaïques agricoles. La fin de ce chapitre est consacrée à l'analyse des outils juridiques mis en œuvre pour intégrer les corridors écologiques dans les politiques d'aménagement et de préservation de la biodiversité.

Dans le second chapitre nous effectuons dans un premier temps un rappel sur les caractéristiques des images optiques et radar THRS. Dans un second temps, nous dressons un état des lieux des données et méthodes permettant d'identifier les éléments potentiellement constitutifs des continuités écologiques dans les paysages agricoles à partir d'images de télédétection spatiale (optiques et radar). Ainsi, nous détaillons plus particulièrement l'identification et la caractérisation des zones boisées, la cartographie des différents types de végétation présents dans les zones humides et la cartographie de la matrice agricole. Enfin la dernière partie de ce chapitre est consacrée à la cartographie des corridors écologiques à partir de données de télédétection spatiale.

Dans le troisième chapitre nous présentons la démarche générale adoptée tout au long de cette thèse. Nous exposons les différentes étapes de la méthode développée en détaillant les traitements effectués sur les données de télédétection et les données biologiques ainsi que les modèles utilisés pour les mettre en relation.

Enfin, dans le quatrième chapitre, nous présentons le site d'étude choisi dans cette thèse, la Zone Atelier Armorique qui est insérée dans un paysage agricole bocager. Nous détaillons les caractéristiques des « sous-sites » retenus pour identifier et caractériser les zones bocagères, les zones humides et les cultures. Nous présentons ensuite la base de données d'images satellitaires optiques et radar utilisée dans le cadre de ce travail avant de présenter les données recueillies sur le terrain lors des différentes campagnes de mesures réalisées d'une part pour calibrer et valider les classifications d'images et d'autre part pour inventorier les données biologiques.

CHAPITRE I. LES CONTINUITES ET CORRIDORS ÉCOLOGIQUES

SOMMAIRE

I.1. Introduction	12
I.2. Définitions	12
I.3. Fonctions	15
I.4. Les continuités écologiques dans les paysages agricoles	16
I.5. Outils juridiques	18

I.1. Introduction

Dans ce chapitre, nous exposons dans un premier temps les définitions des termes clefs relatifs aux corridors écologiques et aux continuités paysagères. Nous nous focalisons ensuite sur les éléments paysagers constitutifs des corridors écologiques dans les paysages agricoles. Enfin, nous présentons les différents outils juridiques mis en œuvre aux échelles internationale, nationale et locale pour la prise en compte des corridors écologiques dans les politiques de gestion et de conservation de la biodiversité.

I.2. Définitions

La fragmentation (ou morcellement) des habitats est considérée comme l'une des plus sérieuses menaces sur la biodiversité, et une des causes majeures de la crise actuelle d'extinction des espèces (Wilcox and Murphy 1985). Elle peut se définir comme la transformation d'une surface importante d'habitat en un nombre plus ou moins important de fragments de tailles variables, dont la surface totale est inférieure à celle de l'habitat original et qui sont plus ou moins isolés les uns des autres par une matrice environnante de nature différente de celle de l'habitat. En d'autres termes, la fragmentation agit par réduction de la surface d'habitat disponible pour les espèces et par isolement et diminution de la taille des taches d'habitat (Fahrig 2003). Dans les paysages fragmentés, les populations locales de petites tailles peuvent ainsi être sujettes à des extinctions fréquentes et les habitats morcelés peuvent être trop réduits pour fournir toutes les ressources nécessaires au cycle de vie d'un individu ou d'une population. En effet, la fragmentation peut engendrer des phénomènes de dérive génétique (diminution de la diversité génétique, perte de l'adaptabilité des populations face aux modifications de l'environnement) et d'isolement des populations, entraînant une augmentation du niveau de consanguinité et donc une diminution de leur capacité à se reproduire (appelée aussi fitness).

Au sein des paysages fragmentés, le mouvement est un processus clé pour la survie des espèces faunistiques et floristiques (Wiens et al. 1993), celui-ci étant facilité par une connectivité importante entre les éléments du paysage. Ce dernier est ici considéré comme une unité homogène d'un point de vue géologique et méso-climatique. Dans des paysages fragmentés et hétérogènes, de nombreux organismes vivants ont besoin de se déplacer pour assurer leur cycle de vie ou le maintien des populations (par exemple recherche de nourriture, d'habitats, de partenaires sexuels, ou encore migration).

La connectivité peut se définir comme étant la résultante de l'interaction entre la structure du paysage et les caractéristiques écologiques des espèces animales et végétales (nature de leur habitat, intensité et nature de leur mouvement (vol, marche...)). La connectivité varie ainsi dans un même paysage en fonction de l'espèce considérée (Burel and Baudry 2003). La connectivité peut se définir selon deux modalités : la connectivité

structurelle et la connectivité fonctionnelle (Kindlmann and Burel 2008) (Figure I.1). La connectivité structurelle, qui est directement liée à la structure du paysage, correspond aux continuités physiques entre les éléments du paysage. Dépendante de l'organisation spatiale des éléments du paysage, elle est indépendante des espèces. La connectivité fonctionnelle, quant à elle, comprend l'ensemble des éléments du paysage qui favorisent le déplacement des individus d'une espèce donnée (Taylor et al. 1993). Cette dernière est donc dépendante des exigences écologiques des espèces considérées. Elle est fonction des coûts-bénéfices associés à la dispersion et représente l'interaction entre le paysage et l'espèce en mouvement. Les mouvements des espèces sont d'autant plus aisés que la fragmentation des habitats est faible ou que la connectivité est importante. Les mouvements de dispersion peuvent être contraints par des coûts différentiels du déplacement dans les différents éléments du paysage. Nous pouvons noter que des individus d'espèces mobiles peuvent quitter des habitats d'excellente qualité si la compétition apparente y est trop forte et rester dans des habitats de mauvaise qualité si le coût de dispersion est excessif. Les mouvements des espèces peuvent être journaliers (permettant aux espèces d'accéder à l'ensemble des ressources qui leur sont nécessaires), saisonniers, ou peuvent correspondre à des mouvements de dispersion (c'est-à-dire, permettant aux espèces de coloniser un nouvel habitat ou de renforcer des populations déjà existantes) (Baudry et al. 2003). Les mouvements de dispersion permettent les échanges (d'individus, de gènes, de populations...) entre les populations locales déjà installées. Les flux d'individus peuvent ainsi permettre le renforcement de populations de petites tailles en voie d'extinction.

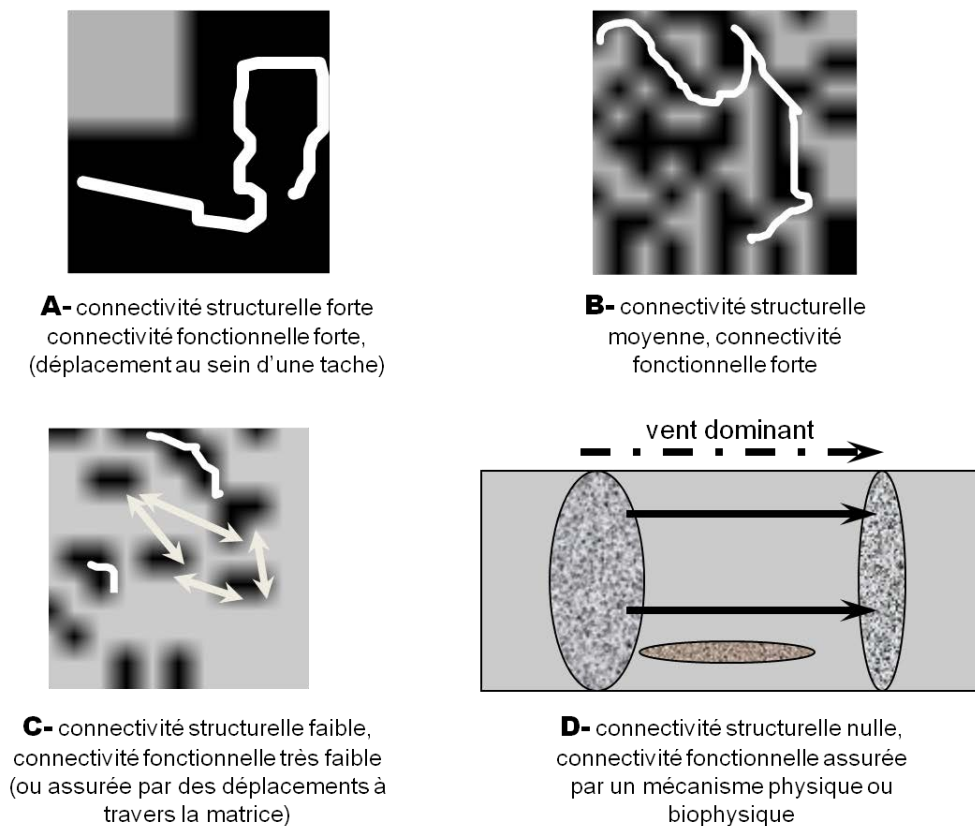


Figure I. 1. Variations des connectivités spatiales et fonctionnelles en fonction de la structure d'un paysage (adapté de Burel and Baudry 2003)

Des études ont démontré que parmi les éléments qui concourent à augmenter la connectivité du paysage, les corridors écologiques sont particulièrement intéressants et efficaces. Dans les textes fondateurs de l'écologie du paysage, Forman et Godron (Forman and Godron 1986) puis Burel et Baudry (Burel and Baudry 2003) ont proposé une nomenclature des différents éléments du paysage. La **matrice** est définie par Forman et Godron comme l'élément dominant, englobant des **taches d'habitats** (par exemple des petits boisements) ou la **mosaïque paysagère**, terme actuellement préférentiellement utilisé et défini par Burel et Baudry comme un ensemble contigu de taches de nature différente des taches d'habitats. Les **corridors**, éléments linéaires, relient les taches d'habitats entre elles. L'ensemble des corridors constitue un réseau écologique. Autour des taches d'habitat et des corridors nous pouvons distinguer des zones de lisières. Il est intéressant de noter que toutes les procédures d'échantillonnage faunistique et floristique utilisées en écologie pour tester l'influence du paysage sur la biodiversité sont élaborées en fonction de cette typologie (Burel and Baudry 2003).

Un corridor peut être défini comme une bande de terre ou de végétation (naturelle, plantée, perturbée, régénérée, restante) qui diffère de la matrice dans laquelle elle s'insère (Bennett 2003). Un corridor est un élément linéaire, qui, inclus dans une mosaïque dissimilaire, connecte deux (ou plusieurs) taches habitats. Les continuités écologiques sont ainsi constituées (1) de zones nodales correspondant, en écologie du paysage, à des sources de biodiversité ; (2) de corridors correspondant aux zones assurant une connectivité fonctionnelle entre les zones nodales et (3) de zones tampons qui présentent de fortes interactions avec la mosaïque paysagère environnante, permettant de protéger les zones nodales et les corridors d'éventuelles influences extérieures, potentiellement dommageables (Bennett 2003) (Figure I. 2).

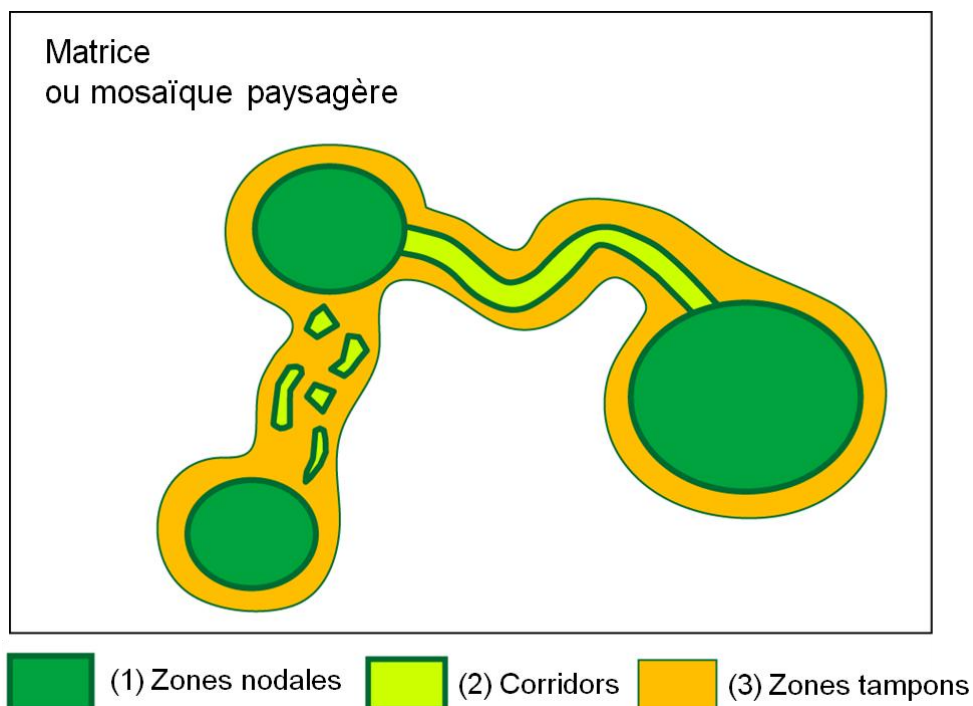


Figure I. 2. Eléments de base constituant un réseau écologique (Bennett 2003).

I.3. Fonctions

Les corridors peuvent être structurés sous la forme i) d'éléments linéaires, ii) de pas japonais correspondant à une suite d'îlots refuges permettant le passage des espèces ou iii) d'une mosaïque paysagère, constituée de différents éléments du paysage plus ou moins perméables à la dispersion des espèces (Bloemmen and Van Der Sluist 2004) (Figure I.3a).

Les corridors écologiques peuvent recouvrir différentes fonctions, à savoir des fonctions (1) d'habitats, de refuge ou de puits de colonisation pour certaines espèces, (2) de conduit pour la dispersion et le mouvement, (3) de barrière ou de filtre séparant différentes zones, (4) de sources d'éléments biotiques ou abiotiques pour la matrice environnante (Forman and Godron 1986 ; Hess and Fischer 2001) (Figure I.3b). Les fonctions des corridors écologiques dépendent à la fois de leur nature et structure mais principalement de l'espèce étudiée. A titre d'exemple, un réseau de haies pourra servir de conduit à des coléoptères carabiques forestiers et au contraire ces même haies auront une fonction de barrière pour certaines espèces de papillons tel que le Bel-Argus (*Lysandra Bellargue*) (Burel and Baudry 2003).

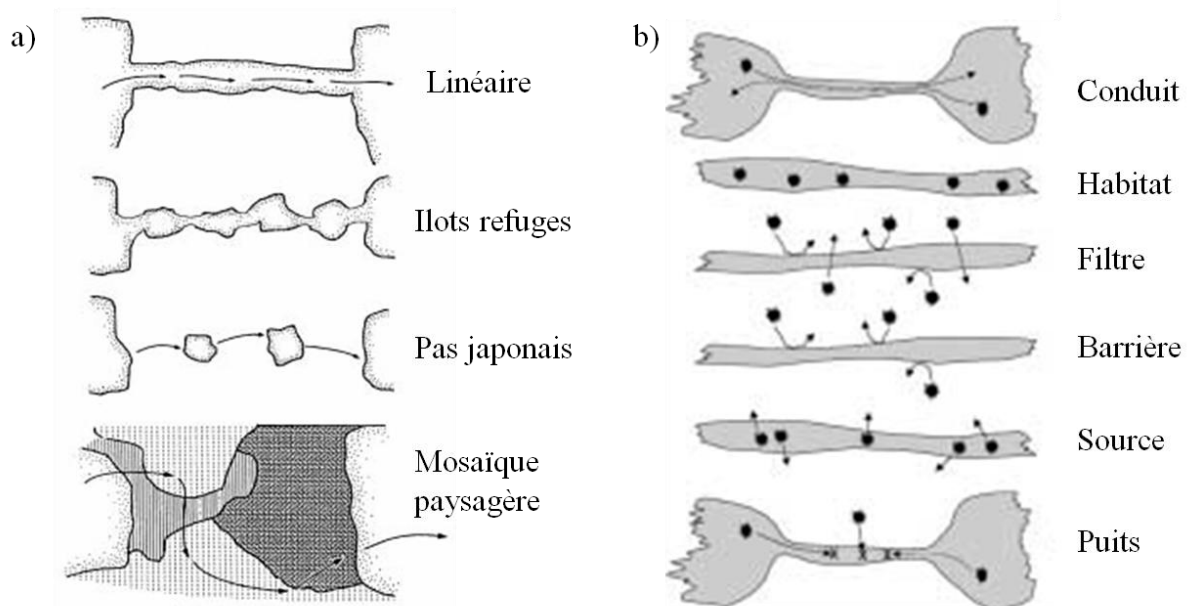


Figure I. 3. a) Formes (Bloemmen and Van Der Sluist 2004) et b) fonctions (Hess and Fischer 2001) des corridors écologiques

La fonction de « conduit » des corridors écologiques a notamment commencé à être étudiée avec l'émergence de l'écologie du paysage (Forman and Baudry 1984; Fahrig and Merriam 1985; Noss 1987; Simberloff and Cox 1987). De nombreuses études ont démontré que les corridors écologiques permettent d'augmenter le mouvement et la taille des populations d'espèces à habitat restreint (Haddad 1999a; Haddad 1999b; Haddad and Baum 1999) en maintenant des liaisons entre des patches d'habitats isolés (Noss 1993). Ils participent ainsi à la survie des métapopulations en permettant leur dispersion, les métapopulations correspondant à un ensemble de sous-populations, qui, connectées entre elles par la

dispersion, peuvent échanger des individus migrants. En effet, si une sous-population s'éteint dans un habitat donné, les corridors écologiques peuvent permettre d'introduire de nouveaux migrants dans cet habitat et participer ainsi à la fondation d'une nouvelle sous-population. Cependant, le rôle d'un corridor dépend de l'espèce considérée et plus particulièrement de son comportement et de ses traits de vie. En effet, les espèces spécialistes inféodées à un habitat précis vont utiliser plus spécifiquement un type de corridor alors que les espèces généralistes peuvent utiliser de nombreux, voire tous les éléments du paysage. Par ailleurs, l'échelle spatiale à laquelle les corridors peuvent être utilisés, dépend elle aussi de l'espèce considérée. En effet, les espèces ont des capacités de mouvement et des territoires différents. Ainsi, plus la capacité de déplacement d'une espèce est grande, plus son territoire vital sera étendu. A l'inverse, de petites espèces comme des insectes qui se déplacent peu (de quelques mètres) auront des populations se développant sur de micro-territoires. Ainsi, les corridors écologiques peuvent être de l'ordre de la dizaine de kilomètres de long pour les grands mammifères (Kautz et al. 2006) ou de quelques dizaines de mètres pour des papillons peu mobiles (Delattre et al. 2010). Enfin, nous pouvons noter que le fonctionnement des corridors écologiques est non seulement influencé par la nature, la forme, et la gestion des ces derniers (Merriam and Lanoue 1990; Charrier et al. 1997) mais également par la nature et la structure de la mosaïque paysagère environnante. En effet, plus celle-ci diffère de la nature du corridor, plus celui-ci sera efficace (Baudry 2007).

La majorité des recherches s'intéressant au rôle de « conduit » des corridors écologiques se focalisent sur une espèce donnée. En permettant la dispersion de cette espèce, les corridors écologiques peuvent également assurer cette fonction pour d'autres espèces aux traits de vie similaires et donc indirectement maintenir la biodiversité d'un territoire. C'est pourquoi les corridors écologiques sont couramment utilisés comme outils de conservation (Beier and Noss 1998). Toutefois, nous pouvons noter que cette utilisation reste très controversée (Simberloff and Cox 1987; Noss 1987; Simberloff et al. 1992; Hess 1994; Hess and Fischer 2001; Procheş 2005). En effet, si certaines études montrent l'impact positif des corridors sur la dispersion des espèces (Haas 1995; Andreone et al. 2000; Fried et al. 2005; Levey et al. 2005) d'autres mettent en évidence le rôle de ces éléments paysagers dans la prolifération des espèces envahissantes (Procheş 2005, Renöfält et al. 2005; Brown et al. 2006; Thomas et al. 2006) et/ou pathogènes (Hess 1994; Bienen 2002). Par ailleurs, même si la dispersion des individus est efficace, celle des gènes n'est pas forcément effective (Horskins et al. 2006).

I.4. Les continuités écologiques dans les paysages agricoles

Dans les paysages agricoles, la majorité des travaux scientifiques et d'aménagement du territoire portent sur les continuités écologiques entre éléments semi-naturels (Petit and Burel 1998; Delattre et al. 2010). Il est à présent admis qu'en fonction de la communauté d'espèces étudiée, les éléments constituant les corridors écologiques peuvent être différents des boisements. En effet, les prairies permanentes, les lisières ou encore la mosaïque des cultures peuvent participer à la connectivité d'un paysage en favorisant le déplacement de

certaines espèces. Par exemple, la phénologie de certaines cultures influence directement leur colonisation par des espèces forestières (Fitzgibbon 1997). Les pratiques culturales peuvent également modifier les continuités écologiques. Aviron et al. (2005) ont par exemple montré l'influence des pratiques de fauches sur des communautés de papillons. Ainsi, la mosaïque agricole ne doit pas être vue comme une « matrice » peu perméable, au travers de laquelle les espèces se déplacent pour atteindre différents éléments semi-naturels tels que les boisements, mais comme une mosaïque d'habitats dans laquelle certaines espèces accomplissent une partie de leur cycle de vie.

De plus, la mosaïque des cultures peut créer à elle seule, en fonction de son organisation spatiale et de la nature des couverts agricoles qui la composent, des continuités écologiques pour la biodiversité. Les types de couverts varient selon le choix des assolements et successions culturales effectué par des exploitants agricoles. Ce choix s'illustre par des structures et des configurations paysagères très différentes (Joannon et al. 2008).

Dans les paysages agricoles, trois principaux types de continuités (Figure I.4) permettant la circulation des espèces inféodées aux surfaces agricoles et/ou aux espaces boisés ont pu être identifiés (Programme DIVA, projet Agriconnect): (1) les continuités constituées d'éléments semi-naturels (bandes enherbées, haies, prairies permanentes...) dans un paysage reliant des éléments semi-naturels; (2) les continuités agricoles favorables au mouvement des organismes (taille du grain des paysages, nature et hétérogénéité des cultures...), reliant des éléments semi-naturels ; (3) les continuités agricoles favorables à la biodiversité (pratiques favorables à l'environnement, agriculture biologique, grain du paysage,) dans une zone cultivée, celles-ci pouvant être indépendantes des éléments semi-naturels (Baudry et al. 2003). Comme nous l'avons vu précédemment, ces éléments de la matrice paysagère varient en fonction des saisons et des pratiques agricoles. Ainsi, les réseaux de continuités écologiques appartenant aussi bien aux types (1), (2) ou (3) ne sont pas stables dans le paysage et peuvent évoluer tout au long de l'année.

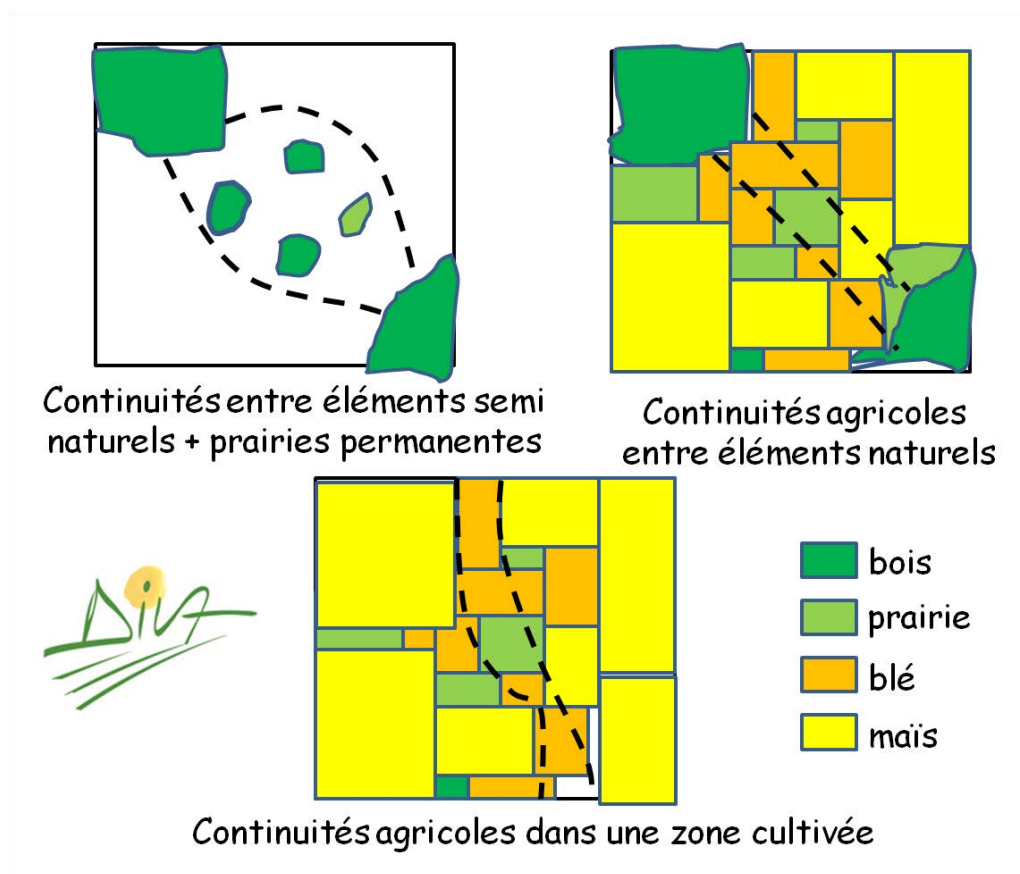


Figure I. 4. Les trois types de continuités dans les paysages agricoles (DIVA Agriconnect)

I.5. Outils juridiques

Depuis le début des années 90, parallèlement aux recherches effectuées en écologie, de nombreuses politiques nationales et internationales prennent en compte les corridors écologiques en considérant leur rôle de « conduit » dans les politiques de protection de la biodiversité. En effet, ces éléments linéaires sont bien souvent considérés comme des outils de planification dans le cadre des politiques d'aménagement du territoire et des politiques de développement. L'objectif affiché est la préservation des continuités écologiques pour maintenir la biodiversité, ceci à différentes d'échelles, allant des échelles internationales, nationales, régionales jusqu'aux échelles locales telle que celle de la ville.

La notion de corridors écologiques a tout d'abord été intégrée en droit international lors de la convention pour la diversité biologique (Rio, 1992) et du sommet mondial sur le développement durable (2002). Ces derniers ont appelé à promouvoir la réalisation de « réseaux écologiques nationaux et régionaux ». Par ailleurs, le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) a également proposé qu'en Europe « un réseau d'habitats et de corridors soit identifié faciliter la migration à travers le paysage (IPCC 2001). Par ailleurs, la stratégie européenne pour la diversité biologique et paysagère signée par les pays membres du conseil de l'Europe intègre dès 1996 la proposition de constituer un réseau écologique paneuropéen.

Si les textes internationaux et européens ont favorisé la prise en compte dans les politiques publiques des corridors écologiques, les Etats ont également tenté de les intégrer au sein de leur politique. Par exemple, la notion de « greenways », alliant objectifs de préservation et de récréation a été développée dès le début des années 90 aux Etats-Unis (Fábos 2004). Dans le même temps, quelques pays européens ont adopté une démarche législative ou ont préféré utiliser des plans d'action gouvernementaux destinés à prévoir la réalisation de réseaux écologiques nationaux (Conseil de l'Europe 2014).

Au niveau Français, le Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durable a identifié comme une des finalités de la stratégie nationale pour la biodiversité (2004) l'amélioration de la trame écologique qui a été inscrite comme un des objectifs prioritaires à atteindre dans les conclusions du Grenelle de l'Environnement en octobre 2007. Les lois du Grenelle ont fixé comme objectif la constitution pour 2012, d'une trame verte et bleue (TVB) nationale, outil d'aménagement du territoire, de manière à créer des continuités écologiques territoriales. Cette politique est désormais mise en œuvre par le décret d'application n°2012-1492 du 27 décembre 2012 relatif à la trame verte et bleue qui vise à préserver les continuités écologiques à une échelle locale. La trame verte s'intéresse aux corridors écologiques terrestres et la trame bleue aux corridors écologiques aquatiques. La trame verte « est un outil d'aménagement du territoire constitué de grands ensembles naturels et de corridors les reliant ou servant d'espaces tampons, reposant sur une cartographie au 1 : 5000 ». Elle s'inscrit ainsi dans une démarche de développement durable alliant les services des espaces naturels, agricoles et économiques. Son application a engendré de nombreux processus de concertation entre les différents acteurs concernés (Etat, communes, EPCI, conseils généraux, DREAL, ONF, chambres d'agriculture, experts scientifiques etc...).

La TVB est le premier outil d'aménagement du territoire entraînant, de manière obligatoire, la prise en compte de la biodiversité dans les projets d'aménagements du territoire tels que les Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT), ou les Plan Locaux d'Urbanisme (PLU). Cet outil s'applique à différents niveaux. Au niveau national, un document cadre intitulé « Orientations nationales pour la préservation et la remise en état des continuités écologiques » a tout d'abord été élaboré par l'Etat. A l'échelle régionale, chaque région a dû élaborer un autre document cadre intitulé Schéma Régional de Cohérence Ecologiques (SRCE), document d'aménagement du territoire devant être compatible avec les orientations de l'Etat. Le SRCE présente une analyse des enjeux régionaux relatifs à la préservation et à la remise en état des continuités écologiques. Le SRCE n'est pas opposable aux tiers mais doit être pris en compte dans les documents de planification et de projets des collectivités territoriales, comme par exemple les SCOT ou les PLU qui sont élaborés à une échelle locale.

Nous pouvons noter que les deux premiers types de continuités définies dans le programme DIVA Agriconnect correspondent à la définition de la trame verte de la loi Grenelle 2, la trame assurant pour ces deux types les continuités et les proximités entre milieux naturels. Le troisième type de continuité peut, quant à lui, renforcer les services écosystémiques de régulation biologique et de conservation au sein des paysages en relation avec les activités agricoles.

De nombreuses questions persistent quant à la mise en place d'une continuité écologique au niveau national, tant d'un point de vue scientifique que juridique. En effet, si la TVB a pour objectif « d'enrayer la perte de biodiversité en participant à la préservation et à la restauration des continuités écologiques entre milieux naturels », les espèces « prioritaires » à prendre en compte n'ont pas été définies. Ainsi, l'étude de la fonctionnalité des corridors écologiques dépend principalement des inventaires régionaux réalisés. Or, comme nous l'avons précisé précédemment, en fonction de l'espèce étudiée, la nature du corridor utilisé pour assurer sa dispersion sera différente. A partir de ce constat nous pouvons poser la question : quel espace pour quelle espèce ? En effet, à l'intérieur du corridor identifié par la TVB les lois ne sont pas les mêmes qu'à l'extérieur de celui-ci, le régime juridique étant différent. De plus, une autre question persiste, celle de la temporalité. En effet, les éléments constitutifs des corridors écologiques ne sont pas stables dans le temps. Ainsi les juristes et scientifiques se questionnent sur « l'enfermement » d'un phénomène dynamique dans des limites statiques. Enfin, si l'identification de trames écologiques est encore aujourd'hui en cours de réalisation, comment effectuer un suivi de leur évolution ? Quelle gestion sera appropriée pour ces espaces ? Et enfin, quels moyens faudra-t-il mettre en œuvre pour évaluer leur apport pour le maintien de la biodiversité ? Quoi qu'il en soit, la réponse à ces questions passe par la cartographie des corridors écologiques.

CHAPITRE II. LA CARTOGRAPHIE DES ELEMENTS DU PAYSAGE POTENTIELLEMENT CONSTITUTIFS DES CONTINUITES ECOLOGIQUES STRUCTURELLES PAR TELEDETECTION SPATIALE

SOMMAIRE

II.1. Introduction	22
II.2. Caractéristiques des données de télédétection	22
II.2.1. Dans le domaine optique	23
II.2.2. Dans le domaine des hyperfréquences	26
II.2.2.1 Principes et généralités sur les systèmes RSO	27
II.2.2.2. Caractéristiques d'une image RSO	29
II.2.2.3. L'intensité du signal RSO	33
II.2.2.4. La polarimétrie RSO	34
a) Description de la polarisation d'une onde électromagnétique	34
b) Diffusion polarimétrique	36
c) Acquisition des données en mode polarisation duale	44
II.3. L'identification et la caractérisation des éléments du paysage potentiellement constitutifs des continuités écologiques vue par télédétection	46
II.3.1. Les éléments semi-naturels : les éléments boisés	46
II.3.1.1. Généralité sur le bocage	46
II.3.1.2. Etude du bocage à partir de données optiques	50
II.3.1.3. Etude du bocage à partir de données radar	53
II.3.2. Les éléments semi-naturels : les zones humides	53
II.3.2.1. Généralités sur les zones humides	53
II.3.2.2. Etude des zones humides à partir des données optiques	57
II.3.2.3. Etude des zones humides à partir des données radar	58
II.3.2.4. Etude des zones humides à partir de l'utilisation combinée de données optiques et radar	61
II.3.3. Les éléments agricoles	62
II.3.3.1. Généralité sur les éléments agricoles	62
II.3.3.2. Etude de la mosaïque agricole à partir des données optiques	62
II.3.3. 3. Etude de la mosaïque agricole à partir des données radar	63
II.3.3.4. Etude de la mosaïque agricole à partir de l'utilisation combinée de données optiques et radar	65
I.4. Cartographie des corridors écologiques à partir de données de télédétection	66

II.1. Introduction

Qu'elle soit effectuée à une échelle globale, régionale ou locale, l'étude des continuités écologique passe avant tout par leur identification spatiale. Comme nous l'avons vu précédemment, les continuités écologiques sont bien souvent considérées comme des éléments linéaires connectant deux, voire plusieurs taches d'habitats au sein d'une mosaïque paysagère contrastée. Toutefois, en fonction de l'espèce étudiée et donc des échelles considérées, les continuités peuvent être constituées d'éléments du paysage de taille et de nature différentes. Il est désormais admis qu'en fonction de la communauté d'espèce étudiée, les éléments constituant les corridors écologiques peuvent être différents des boisements. Il est ainsi nécessaire de considérer aussi les lisières, les prairies, les cultures et leurs interfaces comme des éléments assurant la connectivité dans le paysage pour des espèces inféodées aux espaces agricoles (Baudry et al. 2003). Ces éléments de la matrice paysagère varient en fonction des saisons et des pratiques agricoles. Ainsi, les réseaux de continuité écologiques ne sont pas stables dans le paysage et peuvent évoluer tout au long de l'année et d'une année à l'autre.

L'objectif de ce chapitre est triple : D'une part, il est de présenter les caractéristiques des données de télédétection potentiellement utilisables pour cartographier les corridors écologiques, que ce soit dans le domaine optique ou dans le domaine des hyperfréquences. D'autre part, il est de montrer les applications déjà réalisées avec ce type de données pour étudier les différents éléments potentiellement constitutifs des continuités écologiques, selon les trois types de continuités définies dans le chapitre 1. En conséquence, seront successivement analysées les potentialités et les limites des données de télédétection optiques et radar pour l'étude des continuités boisées, des zones humides et de la mosaïque agricole. Enfin, le dernier objectif de ce chapitre est de réaliser une présentation des études déjà menées pour la cartographie des corridors écologiques de l'échelle internationale à l'échelle locale, en se focalisant sur l'utilisation de données de télédétection.

II.2. Caractéristiques des données de télédétection

La télédétection utilise les propriétés physiques des objets observés pour acquérir de l'information sur leur nature. Celle-ci est transmise vers le système d'observation à l'aide du rayonnement électromagnétique (désignant une perturbation des champs électriques et magnétiques), comme la lumière qui est une manifestation visible de ce rayonnement. Les ondes électromagnétiques que l'on peut rencontrer dans la nature sont le résultat de la superposition d'ondes sinusoïdales simples caractérisées par une amplitude et une fréquence différente et donc par des longueurs d'ondes propres (Bonn 1992). L'ensemble de ces longueurs d'onde appartient au spectre électromagnétique résumé dans le schéma ci-après (Figure II.1).

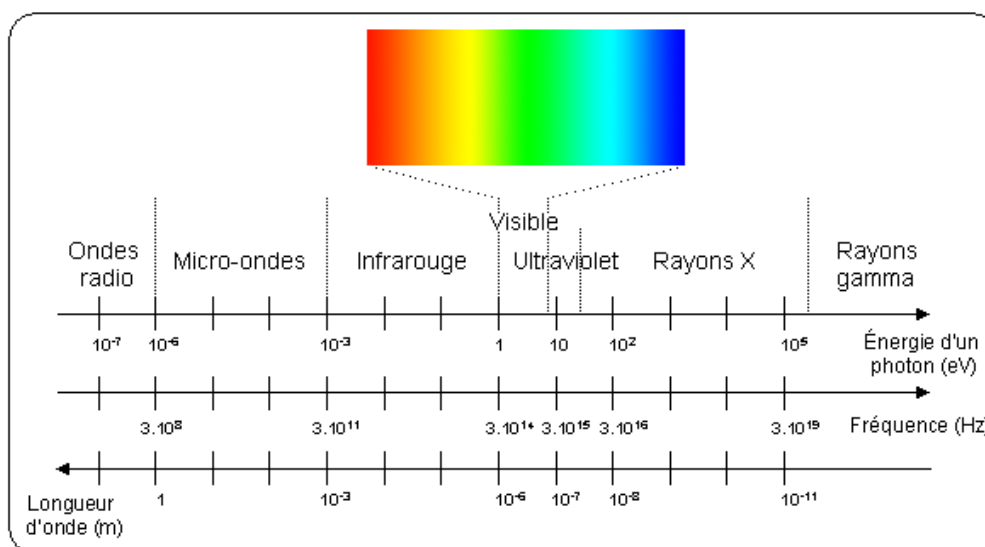


Figure II. 1. Spectre électromagnétique (<http://culturesciencesphysique.ens-lyon.fr>).

La télédétection spatiale offre une gamme de données de plus en plus couramment utilisée pour cartographier les éléments constitutifs des corridors écologiques. Elles comprennent des images satellites et des photographies aériennes acquises dans le domaine du visible et de l'infrarouge enregistrés par des capteurs passifs (c'est-à-dire qui enregistrent l'énergie naturellement émise ou réfléchi par la surface de la Terre), des données d'élévation de type LIDAR (Light Detection and Ranging) acquises par des capteurs dit actifs (c'est-à-dire qui émettent des impulsions dans le domaine du visible et de l'infrarouge et enregistrent le signal retour) et des images acquises dans le domaine des micro-ondes enregistrés par des capteurs radar actifs (c'est-à-dire qui, au moyen d'un balayage temporel effectué par hyperfréquences, génèrent une image).

II.2.1. Dans le domaine optique

Les données de télédétection optiques sont couramment utilisées pour identifier et caractériser les écosystèmes (Kerr and Ostrovsky 2003), car elles fournissent des informations intéressantes sur l'occupation et l'utilisation des terres, et permettent d'identifier et de caractériser différents éléments du paysage à différentes échelles, telles que les haies bocagères (Vannier and Hubert-Moy, in press), les zones humides (Töyrä and Pietroniro 2005) ou encore les cultures (Murakami et al. 2001). Les images satellitaires optiques à Haute Résolution Spatiale (HRS) ont l'avantage de pouvoir couvrir de larges surfaces (par exemple 60 km X 60 km pour SPOT-4). De plus, les capteurs optiques HRS multi-spectraux possèdent généralement des bandes spectrales dans le domaine du visible (bleu, vert, rouge) mais également dans l'infrarouge (PIR) et une ou deux bandes dans l'infra-rouge moyen (MIR), ces longueurs d'onde permettant de bien détecter l'eau libre, les surfaces artificialisées ou d'identifier et de caractériser les couverts végétaux en fonction de leur biomasse et de leur teneur en eau. Les séries temporelles inter-annuelles et intra-annuelles d'images optiques

HRS permettent de réaliser un suivi de l'occupation du sol depuis une trentaine d'années. Cependant, leur résolution spatiale relativement limitée ne permet pas d'identifier l'ensemble des éléments linéaires du paysage tels que les haies boisées ou des formations végétales au sein d'unités paysagères hétérogènes telles que des zones humides de fonds de vallées (Hubert-Moy 2006). Depuis les années 2000 avec l'arrivée des nouveaux capteurs en télédétection à Très Haute Résolution Spatiale (THRS), de nouvelles études ont pu être menées de manière à cartographier les éléments du paysage à une échelle fine. Par exemple, l'analyse d'une image Wordview-2 (résolution de 2 m) a permis de cartographier finement les formations végétales dans une zone humide (Rapinel et al. 2014). Vannier and Hubert-Moy (in press) ont évalué quant à eux différentes images optiques HRS et THRS pour la cartographie du réseau bocager. Enfin, de nombreuses études ont montré la capacité des images SPOT-5 à cartographier les cultures à une échelle parcellaire (Murakami et al. 2001; Yang et al. 2011; Upadhyay et al. 2012). Les principales limites des données THRS sont leur faible emprise au sol ($<150 \text{ km}^2$) et leur coût, qui est plus élevé que celui des données HRS (environ 20 \$ / km^2 contre environ 0,2 \$/ km^2 pour des images satellitaires acquises par des capteurs à plus faible résolution spatiale). D'autres études qui visaient à évaluer la capacité des données hyperspectrales à identifier et caractériser des éléments paysagers dans des paysages agricoles (Lennon et al. 2002 ; Hubert-Moy et al. 2003) ont montré l'intérêt de ce type d'images pour cartographier le réseau bocager, les zones humides ou les pratiques agricoles effectuées sur les prairies. Toutefois, comme la résolution spatiale requise pour ce type d'application doit être très haute (inférieure ou égale à 2 m X 2 m), ces données ne peuvent être acquises à ce jour que lors de missions aériennes. Dès lors, comme les dispositifs à mettre en œuvre pour acquérir des données hyperspectrales sont lourds, le suivi intra-annuel de couverts végétaux avec ce type d'imagerie n'est pas opérationnel.

Les couverts végétaux sont étudiés à partir des images optiques multispectrales à travers de descripteurs qui sont estimés soit en utilisant des méthodes empiriques ou semi-empiriques fondées sur l'utilisation d'indices de végétation, soit en appliquant une modélisation inverse du transfert radiatif (Jacquemoud et al. 2009). Les indices de végétation, tel que le NDVI (Normalized Difference Index) sont des combinaisons arithmétiques utilisant les valeurs de réflectance dans le domaine du visible (rouge notamment) et du PIR. S'ils sont assez bien corrélés à la croissance des couverts végétaux, et à la quantité de biomasse, ils ne prennent cependant pas en compte les caractéristiques spectrales des capteurs (une même surface végétale vue par deux capteurs différents n'aura pas les mêmes valeurs d'indices) et sont plus ou moins sensibles aux effets du sol et de l'atmosphère. En outre, quand les taux de couverture végétale sont supérieurs à 60%, les indices de végétation utilisant la bande spectrale du PIR saturent et sont ainsi insensibles aux variations de ces taux (Gitelson et al. 2002). Ceci explique que les méthodes dérivant des variables biophysiques sont souvent préférées aux calculs d'indices de végétation. Parmi les variables biophysiques pouvant être dérivées des données de télédétection à partir de la modélisation inverse du transfert radiatif, l'indice foliaire (LAI) qui est défini comme étant la demi-surface totale de feuillage par m^2 de sol (Chen and Black 1992), est une variable biophysique clé, car il intervient dans de nombreux processus tels que l'interception du rayonnement, la photosynthèse ou l'évapotranspiration (Duthoit 2006). Il est également possible de dériver d'autres variables

biophysiques telles que le FCover (Fraction of cover), qui correspond à la fraction de la surface du sol couverte par la végétation lorsqu'elle est observée à la verticale, ou encore le FAPAR (Fraction of absorbed photosynthetically active radiation) qui est la fraction de rayonnement solaire actif absorbé par la végétation dans le domaine spectral du PAR (400-700nm). Le FCover intervient dans les processus de fonctionnement liés aux surfaces couvertes par la végétation en agissant sur l'albédo, la température de surface et les processus d'évapotranspiration dans les couverts végétaux. Le FAPAR, utilisé comme une variable clé de la modélisation des bilans d'eau et de carbone des surfaces, dépend des conditions d'éclairement et de l'état physiologique de la surface étudiée (Claverie 2012). Ces deux variables, bien qu'étant très corrélés au LAI, peuvent aussi être utiles pour l'identification et la caractérisation des éléments paysagers.

Les variables biophysiques sont dérivées des images optiques multispectrales en appliquant un modèle de transfert radiatif. Le modèle PROSAIL (Jacquemoud et al. 2009), couramment utilisé par la communauté scientifique, est le résultat du couplage de deux modèles : Prospect qui modélise les propriétés optiques d'une feuille à partir de ses propriétés biochimiques, et SAIL qui permet de calculer des valeurs de réflectance d'un couvert végétal à partir de sa structure. PROSAIL prédit les spectres de réflectance d'un couvert à partir d'un certain nombre de paramètres qui le caractérisent (14 au total, dont le LAI). Le processus d'inversion se déroule en deux étapes : la modélisation directe des réflectances puis l'inversion de celles-ci pour obtenir les variables biophysiques (Lecerf 2008; Bacour et al. 2006). Pour réaliser l'inversion du modèle, un réseau de neurones peut être utilisé (Bacour et al. 2006). Ainsi, en premier lieu, le modèle de transfert radiatif permet de simuler des valeurs de réflectance en fonction de paramètres biophysiques déterminés au préalable par l'utilisateur (modèle direct). Ces réflectances servent ensuite de base d'apprentissage au réseau de neurones. En deuxième lieu, les valeurs de réflectance sont inversées en utilisant le réseau de neurones pour estimer les variables biophysiques (modèle indirect).

D'autres données optiques de type LIDAR (Light Detection and Ranging) apportent des informations complémentaires aux données multispectrales. En effet, ces techniques de détection active sont capables de fournir des informations concernant l'élévation des différents objets observés. La mesure de base effectuée par les instruments LIDAR est la distance entre le capteur et la surface visée (Lefsky et al. 2002). C'est la raison pour laquelle les capteurs LIDAR sont aussi appelés altimètres laser. Le LIDAR mesure le temps du trajet aller-retour d'une impulsion d'énergie laser se propageant à la vitesse de la lumière entre le capteur et la cible (Dubayah and Drake 2000). Les données LIDAR ne fournissent pas des images numériques, ils permettent de connaître l'altitude sur des empreintes au sol, de l'ordre de la dizaine de mètres, pour les systèmes opérant à très haute altitude (Blair and Hofton 1999). Un des avantages des systèmes LIDAR est que lorsque le signal est réfléchi par une surface complexe, comme par exemple la végétation, une partie du signal est réfléchi par le sommet de la canopée. Cependant, une portion du signal peut être réfléchi par des couches de la végétation inférieure et ultimement par le sol, créant un retour de signal complexe représentant chacune de ces couches (Lefsky et al. 2002) (Figure II.2). Il est ainsi possible à partir de données LIDAR de mesurer par exemple l'élévation des différentes strates

forestières via l'étude de la forme d'onde. Un des avantages du LIDAR est ainsi de repérer les structures présentes sous les couverts forestiers. Toutefois, l'acquisition de ces données à fine échelle ne peut être réalisée à ce jour que lors de missions aériennes. Dès lors, comme les dispositifs à mettre en œuvre pour acquérir des données LIDAR sont lourds, le suivi intra-annuel de couverts végétaux avec ce type d'imagerie n'est pas opérationnel.

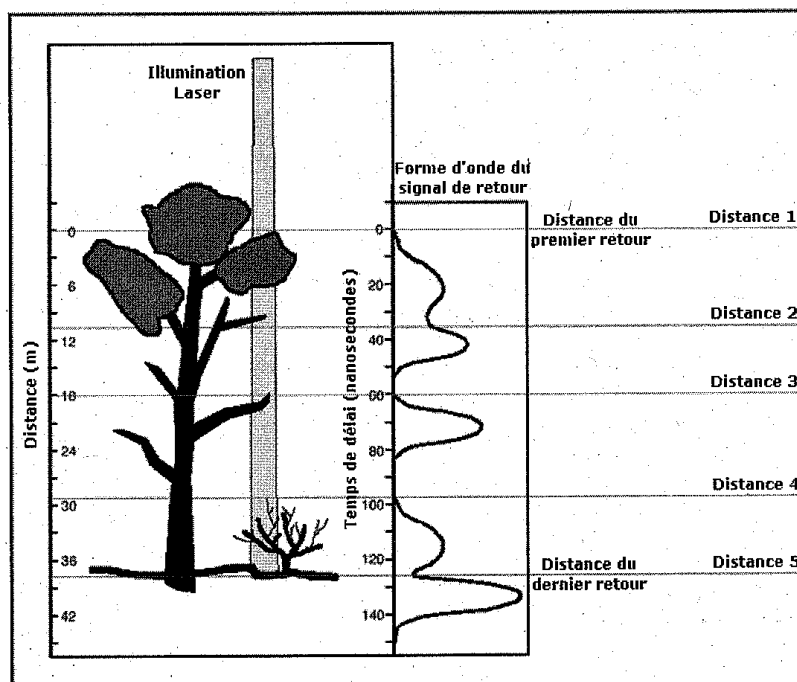


Figure II. 2. Décomposition du signal lidar lors de la mesure de surfaces complexes (Lefsky et al. 2002).

Si les images satellitaires optiques THRS, qui sont acquises en mode passif, permettent de réaliser d'inventorier précisément les cultures, les haies boisées et la végétation au sein des zones humides, leur utilisation est limitée à des périodes sans nuage, ce qui limite fortement les suivis intra-annuels dans certaines régions. En outre, les données optiques fournissent des informations limitées à la surface des couverts végétaux, ce qui ne permet pas de caractériser la structure interne des canopées et de récupérer des informations sur le couvert végétal situé sous les canopées. Ces limites expliquent pourquoi il est opportun d'envisager l'utilisation d'images radar pour l'étude des éléments paysagers potentiellement constitutifs des continuités écologiques.

II.2.2. Dans le domaine des hyperfréquences

Ce chapitre aborde succinctement la théorie de la polarimétrie radar utilisée pour mener à bien l'étude des corridors écologiques et s'appuie sur de nombreuses références bibliographiques dont notamment le manuel de Lee et Pottier (Lee and Pottier 2009). La polarimétrie radar repose sur des concepts mathématiques et physiques qui sont développés par des experts en traitement du signal et télécommunication. Les géographes, écologues,

biologistes, hydrologues ou agronomes sont encore peu nombreux à utiliser ce type d'information, alors que les domaines d'applications qui peuvent tirer profit de ces données sont variés : hydrologie, géologie, glaciologie, ou encore foresterie (Lee and Pottier 2009).

II.2.2.1 Principes et généralités sur les systèmes RSO

Un radar RSO (radar à synthèse d'ouverture) est un capteur actif composé d'un émetteur et d'un récepteur hyperfréquence. Le premier envoie une onde électromagnétique en direction de la surface terrestre, pour que le second en perçoive les échos réfléchis par l'objet éclairé. La mesure radar consiste à comparer le signal reçu et le signal émis sur des plans temporels et énergétiques. Deux types d'information peuvent être étudiés à partir de cette mesure : l'intensité du signal rétrodiffusé et la polarisation de celui-ci. Les systèmes radars utilisent une gamme de longueur d'onde qui s'étale de 1.3 m à 0.8 cm. Cette région du domaine spectral a été divisée en bandes, dont les noms correspondent à des lettres, présentant chacune des caractéristiques et des applications qui leur sont propres (Tableau II.1).

Table II. 1. Bandes radar, plage de fréquence et de longueur d'onde (Polidori 1997)

P	0.225-0.390 GHz	133-76.9 cm
L	0.39-1.55 GHz	76.9-19.3 cm
S	1.55-4.20 GHz	19.3-7.1 cm
C	4.20-5075 GHz	4.1-5.2 cm
X	5.75-10.90 GHz	5.2-2.7 cm
Ku	10.9-22.0 GHz	2.7-1.36 cm
Ka	22.0-36.0 GHz	1.36-0.83 cm

La polarisation du rayonnement est un aspect important dans l'utilisation des hyperfréquences. La polarisation représente l'orientation du champ électromagnétique par rapport au plan d'incidence. La transmission des hyperfréquences peut se faire de deux façons : en polarisation horizontale (H) ou verticale (V) (Figure II.3). Le système RSO envoie ainsi une onde avec une polarisation fixe, stable qui se réfléchit sur l'objet éclairé et revient au capteur RSO avec un changement de polarisation. En polarimétrie radar, le changement de polarisation est étudié de manière à extraire de l'information sur l'environnement observé. Le changement de la polarisation de l'onde est lié à 1) la structure géométrique de l'objet observé, 2) sa forme, 3) son orientation et 4) à ses propriétés géophysiques (humidité, rugosité).

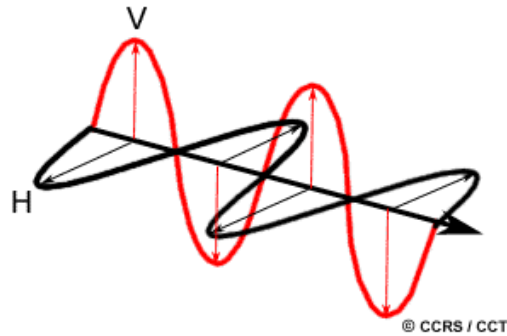


Figure II. 3. Ondes électromagnétiques en polarisation verticale (V) et horizontale (H) par rapport au plan d'incidence (<http://www.rncan.gc.ca>).

En fonction du mode d'émission et de réception employé, quatre types d'informations peuvent être acquis : ceux en copolarisation (émission et réception identiques : HH ou VV) et ceux en polarisation croisée (émission et réception opposée HV ou VH). Ces différents modes d'émissions/réceptions présentent des intérêts et des applications différentes. Par exemple, l'information VV est très sensible aux objets verticaux, ce qui la rend efficace pour déterminer la rugosité d'un sol. L'information HH quant à elle, possède un fort pouvoir de pénétration au sein d'un couvert végétal vertical et donc de détection du sol sous jacent (Ulaby 1990). On trouve en orbite des capteurs radar pouvant enregistrer l'information en simple polarisation (single polarization : HH par exemple), double polarisation (dual polarization : HH/VV par exemple) et/ou polarisation complète (full polarisation : HH, VV, HV, VH).

Le premier capteur RSO embarqué à bord du satellite Seasat a été mis en orbite en 1978. Il fonctionnait en bande L et polarisation HH. Les années 80 ont vu apparaître le développement des techniques de polarimétrie et d'interférométrie radar (Figure II.3). L'agence spatiale européenne a lancé son premier satellite civil d'observation de la terre en 1991 : ERS 1 équipé d'un RSO (bande Ku, 5.3 GHz, VV) suivi par JERS-1 lancé par le Japon en 1992 (Bande L, 1.275 GHz, HH). Le Canada lança quant à lui son premier radar en 1995 : RADARSAT 1 (bande C, 5.3 GHz, HH). Le premier satellite à fournir des données quad-polarisation (HH, VV, VH et HV) fut le satellite SIR-C lancé en 1994, suivi par ENVISAT lancé en 2002 et ALOS en 2006. Le premier capteur capable d'acquérir des données à très hautes résolutions spatiale et temporelle a vu le jour en 2007 : RADARSAT-2 (bande C, 5.3 GHz, HH, VV, VH et HV). Il constitue le premier RSO spatioporté qui fournit des données polarimétriques de manière opérationnelle avec une résolution spatiale d'environ 10 m et une capacité de revisite de 24 jours. Il a été suivi de près par le satellite allemand TerraSAR-X (bande X, 6.65 GHz, couples (HH ; HV) (VH ; VV) (HH ; VV)) en 2010, qui enregistre des images avec une résolution spatiale de 1.5 m en mode « Spotlight » et une capacité de revisite de 11 jours.

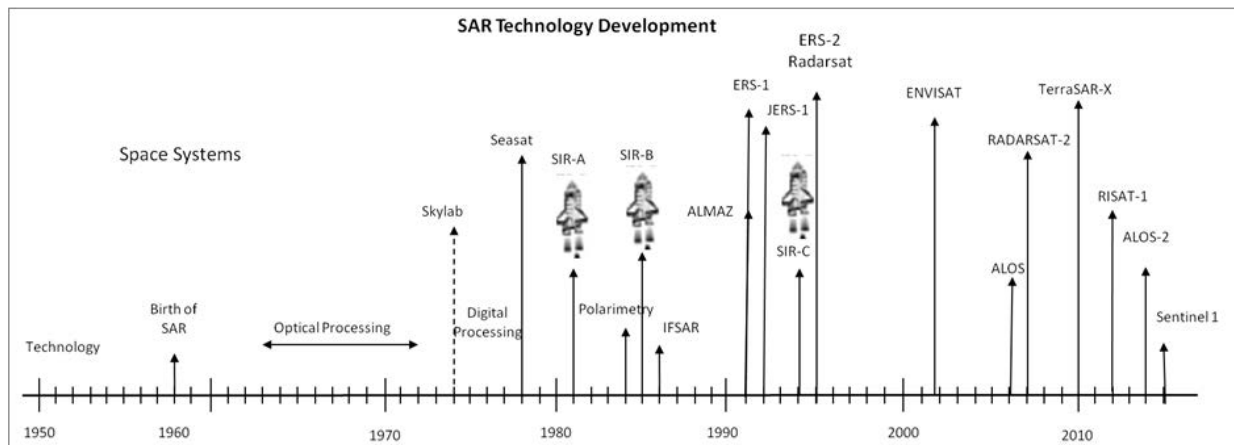


Figure II. 4. Historique de développement des SAR, modifié à partir de Ulaby (1998)

II.2.2.2. Caractéristiques d'une image RSO

En imagerie radar, la géométrie d'acquisition d'un capteur RSO influence les caractéristiques de l'image. En effet, ce type de géométrie à visée latérale engendre des distorsions des images radar.

Lorsque le capteur, muni d'une antenne fixe, acquiert de l'information en mode « descendant », le radar vise la scène sur sa gauche, l'image est alors inversée droite / gauche car le premier pixel de l'image acquise correspond au dernier de la scène (Figure II.5). En mode « ascendant », l'image acquise a subi une inversion haut-bas mais le numéro des pixels dans la direction de visée du capteur reste inchangé.

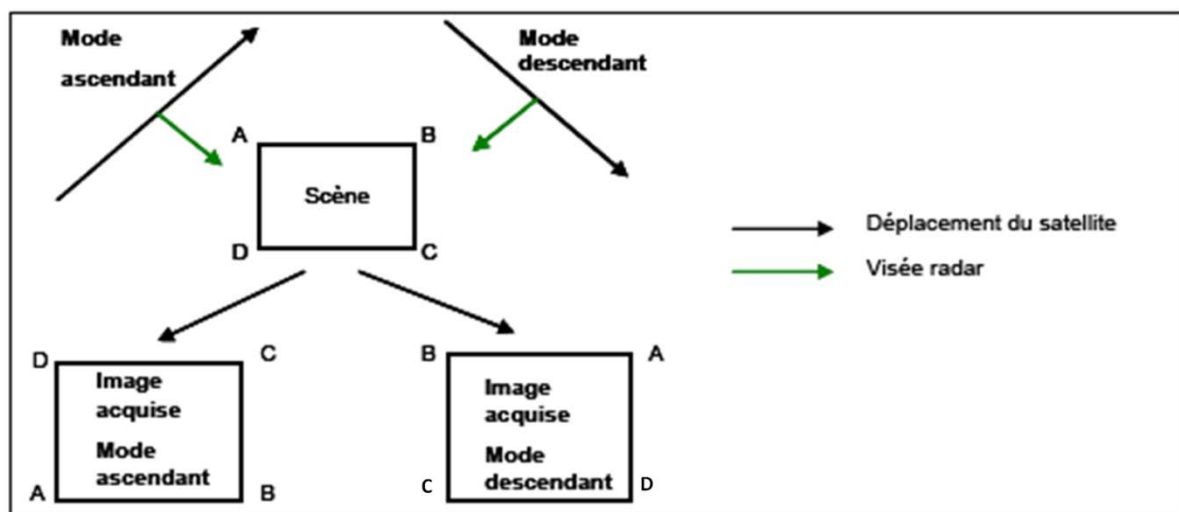


Figure II. 5. Géométrie d'acquisition d'une image radar dans le cas d'une visée à droite.

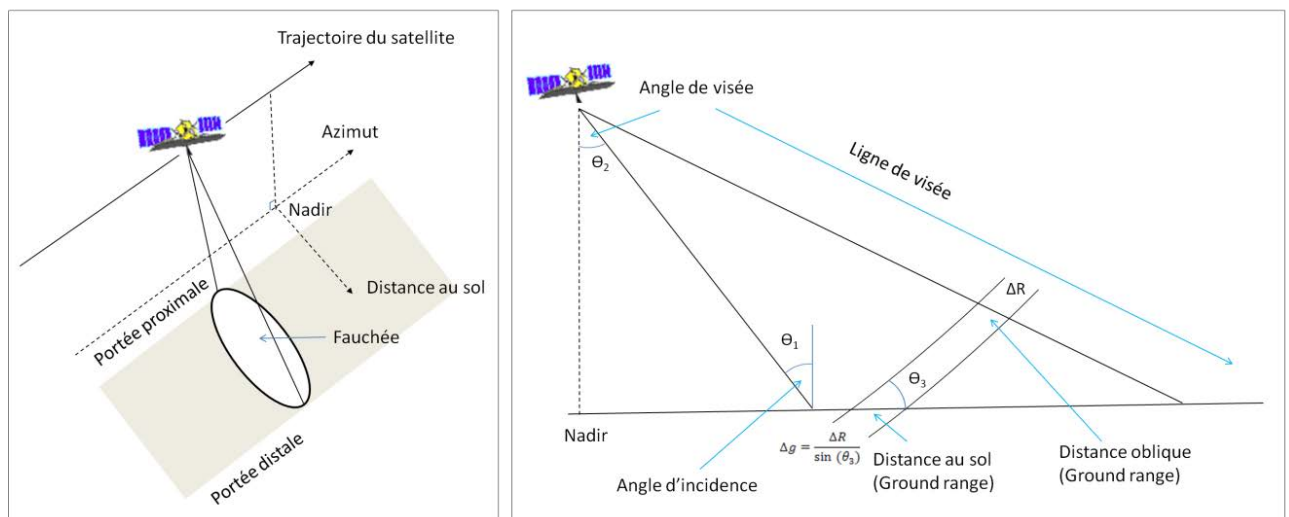
L'image radar est construite à partir du temps du trajet aller-retour des ondes émises par le capteur. Lors du déplacement du satellite le long de l'azimut, l'antenne radar éclaire les surfaces naturelles par l'envoi successif d'impulsions de micro-ondes (la surface éclairée étant nommée fauchée). Les ondes rétrodiffusées sont captées et enregistrées par le capteur. Les

échos sont classés en fonction de leur arrivée au niveau du capteur (écholocation des objets). La taille des pixels de l'image est donc liée à la variable temps. Il ne faut pas confondre en imagerie RSO la taille des pixels avec la résolution spatiale d'une image. La résolution spatiale correspond à la distance minimale requise entre deux cibles pour qu'elles soient discriminées l'une de l'autre. La taille du pixel est toujours plus petite que la résolution.

Le nombre de colonnes de l'image RSO dépend de la fréquence d'échantillonnage d'acquisition de l'onde rétrodiffusée. Plus la fréquence est grande, plus le nombre de colonnes sera élevé et donc plus la finesse de l'image sera grande. La première colonne correspond à la surface éclairée la plus proche du capteur (« portée proximale » ou « near range »), la dernière à la surface la plus éloignée (« portée distale » ou « far range ») (Figure II.6). Ainsi, on peut noter que ces différentes surfaces sont éclairées avec des angles d'incidence différents. On comprend ici que le radar à visée latérale ne pourrait pas éclairer la scène au nadir, car cela engendrerait une confusion entre les parties droite et gauche de l'image. Cette résolution en distance est ensuite projetée en distance au sol en fonction de la pente locale et de l'angle d'incidence. Les cibles situées dans la portée proximale apparaissent comprimées par rapport à celles qui sont dans la portée distale, ces distorsions étant liées à l'échelle oblique. La distance au sol peut être calculée à partir de la distance oblique et de l'altitude de la plateforme à l'aide de fonctions trigonométriques.

La taille du pixel dans le sens des lignes (ou direction azimuthale) dépend de la longueur d'onde émise, de la taille de l'antenne, et de la distance sol-radar.

Nous pouvons noter que l'angle d'incidence joue un rôle important dans la valeur du coefficient de rétrodiffusion. Dans certains cas (c'est-à-dire lorsque les angles d'incidences varient beaucoup entre la portée proximale et distale), l'angle d'incidence peut influencer les valeurs du coefficient de rétrodiffusion. En effet, plus l'angle d'incidence augmente, plus le coefficient de rétrodiffusion diminue pour une même surface. Une méthode développée par Baghdadi et al. (2001) est aujourd'hui utilisée pour corriger cet effet de manière efficace.



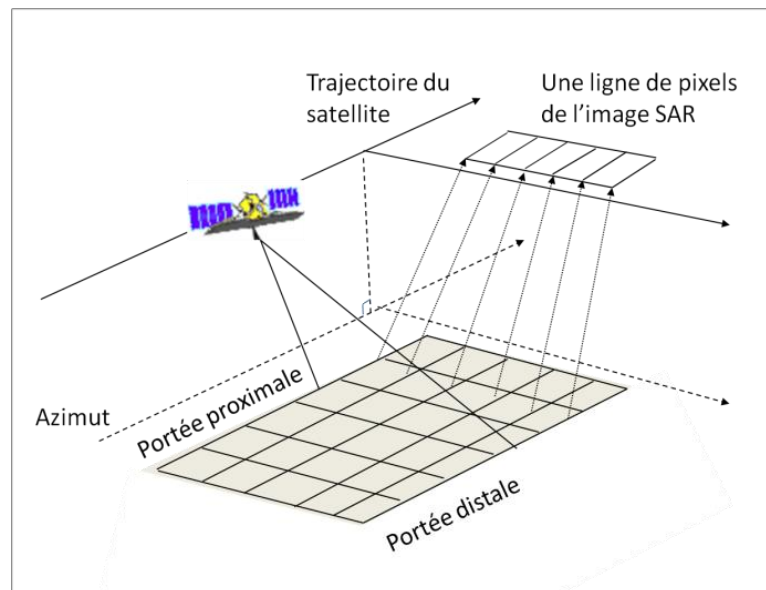


Figure II. 6. Acquisition des données à partir d'un capteur RSO à visée latérale (adapté de Lee and Pottier 2009)

La distorsion liée au repliement est un autre type de distorsion des images radar liée à la géométrie de visée. Elle existe sous deux formes :

✓ Le raccourcissement des pentes ou « Foreshortening » : quand le faisceau radar atteint la base d'une grande structure inclinée vers le radar (comme une montagne) avant d'atteindre son sommet, il peut se produire ce type de repliement (Figure II.7). En effet, puisque le radar mesure des distances obliques, la pente (A vers B) apparaîtra comprimée et la longueur de pente sera incorrectement représentée (A' vers B').

L'importance du raccourcissement des pentes varie selon l'angle de la pente de la cible. Un problème se pose lorsque le radar illumine au même moment la base et le sommet de la lorsque le faisceau radar est perpendiculaire à la pente (points C et D). Dans ce cas, le radar va considérer que les positions C' et D' de ces points sont à un niveau identique et donc que la pente entre les deux est nulle.

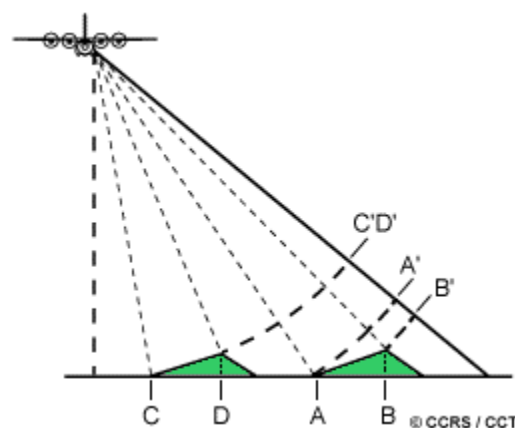


Figure II. 7. Phénomène de raccourcissement des pentes ou « Foreshortening » lié à la géométrie de visée d'un capteur RSO (<http://www.mcan.gc.ca>)

✓ Le repliement ou « Layover » : quand le faisceau radar atteint le sommet d'une cible avant d'atteindre sa base ce type de repliement se produit. Il en résulte un déplacement vers le radar du sommet de la formation par rapport à sa vraie position au sol (car le signal retour du sommet est plus rapide que le signal de la base) (Figure I.8). Ce repliement, comme le foreshortening, est plus important pour des petits angles d'incidence dans la portée proximale et en terrain montagneux.

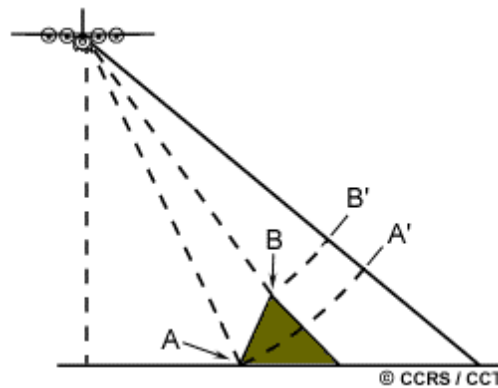


Figure II. 8. Phénomène de raccourcissement des pentes ou « Foreshortening » lié à la géométrie de visée d'un capteur RSO (<http://www.mcan.gc.ca>)

Lorsqu'un objet est placé dans le faisceau du radar, certaines parties du sol placées derrière celui-ci ne sont pas éclairées, ce qui provoque des ombres radar.

Enfin, une autre propriété des images RSO est la présence, en plus ou moins grande quantité, de chatoiement ou « speckle ». Le chatoiement est une conséquence du principe d'acquisition cohérente des données radar. Une image RSO est constituée de plusieurs cellules de résolution. Au sein de chaque cellule de résolution plusieurs diffuseurs peuvent coexister. Ainsi, la réponse d'une cellule de résolution est la somme cohérente des différents diffuseurs présents au sein de la cellule. L'interférence de ces ondes déphasées entraîne un effet poivre et sel sur l'image connue sous le nom de speckle ou chatoiement. Cet effet dégrade la qualité de l'image et peut rendre son interprétation difficile. Si la cellule de résolution présente une cible pure (ou cohérente), l'information contenue dans cette cellule correspond à la somme cohérente de deux éléments : la cible pure et le speckle.

Deux techniques permettent de réduire le chatoiement : (i) le traitement multi-visée et (ii) le filtrage spatial. Le traitement multi-visée (ou multi-look) s'effectue *via* l'acquisition de plusieurs images distinctes d'une même scène. Chaque visée produit une image et le traitement consiste à faire la moyenne de toutes les images pour obtenir une image finale. Cette opération réduit ainsi le chatoiement. Cependant, si pour les zones homogènes la valeur moyenne du signal retour est intéressante à étudier, elle l'est moins pour les zones hétérogènes. En effet, le signal retour d'une zone hétérogène est très fort et le bruit y est très faible.

Le filtrage spatial s'effectue généralement en appliquant des filtres de moyenne locale utilisant une fenêtre glissante. De nombreux filtres, tels que le filtre Boxcar (qui moyenne l'information de plusieurs pixels au travers d'une fenêtre glissante) ou encore le filtre de Lee (Lee 1981), ont été développés. Ce dernier est bien adapté aux zones naturelles. En effet, ce filtre ne moyenne que l'information contenue dans les pixels présents sur des zones homogènes et ne filtre pas les zones hétérogènes, de manière à ne pas perdre d'informations et à préserver les détails.

II.2.2.3. L'intensité du signal RSO

En télédétection radar, l'indicateur le plus couramment utilisé est le coefficient de rétrodiffusion (Lee and Pottier 2009) (σ° ou sigma-zéro) qui est proportionnel au rapport entre la puissance reçue (puissance diffusée) et la puissance émise au niveau de l'antenne. Le coefficient de rétrodiffusion varie en fonction d'un ensemble de paramètres liés aux caractéristiques du capteur (fréquence, polarisation, géométrie d'acquisition) et aux propriétés de la cible (structure géométrique, constante diélectrique, propriétés biophysiques,...).

Le coefficient de rétrodiffusion peut être donné en valeur naturelle (m^2/m^2) ou exprimé sur une base logarithmique ($\text{dB m}^2/\text{m}^2$) :

$$\sigma_{db}^\circ = 10 \cdot \log_{10}(\sigma^\circ) \quad (\text{II.1})$$

$$\sigma^\circ = \frac{(4\pi)^3 r_0^4}{\lambda_0^2} \frac{L_e L_r}{G_e G_r} \frac{\langle P_r \rangle}{P_e} \frac{\langle P_r \rangle}{P_e} \frac{1}{S_{eff}} \quad (\text{II.2})$$

Avec r_0 qui correspond à la distance cible-antenne, λ_0 qui est la longueur d'onde dans le vide ou dans l'air, $L_e L_r$ qui sont des facteurs de perte de l'antenne à l'émission et à la réception, P_e , P_r qui correspondent aux puissances émises et reçues, et $\frac{1}{S_{eff}}$ qui est la surface effective de l'antenne.

Le coefficient de rétrodiffusion peut également être exprimé en fonction des champs électriques émis et reçus :

$$\sigma^\circ = \frac{\langle \sigma \rangle}{A_L} = \frac{4\pi r^2}{A_L} \frac{\langle |\vec{E}_s|^2 \rangle}{|\vec{E}_t|^2} \quad (\text{II.3})$$

Avec A_L , l'aire d'illumination, \vec{E}_s le champ électromagnétique incident et E_s le champ électromagnétique diffus (correspondant respectivement à la puissance transmise et reçue).

II.2.2.4. La polarimétrie RSO

La polarimétrie radar est l'analyse de la polarisation d'une onde électromagnétique. Le principe de la polarimétrie est d'étudier la modification de la polarisation d'une onde lors de son interaction avec une surface naturelle ou une cible. Ces modifications sont principalement liées à la structure géométrique, physique et biophysique de la cible illuminée. L'information polarimétrique contenue dans une image RSO permet de caractériser l'objet observé en s'aidant des connaissances acquises sur les comportements électromagnétiques.

a) *Description de la polarisation d'une onde électromagnétique*

La polarisation est une propriété d'une onde électromagnétique. Elle décrit l'alignement et la régularité d'un champ électromagnétique dans le plan traverse à sa propagation. Les ondes radar sont caractérisées par deux paramètres : leur fréquence de fonctionnement et leur état de polarisation. Par convention, on ne s'intéresse qu'au champ électrique décrit selon les équations de Maxwell, pour étudier l'état de polarisation (le champ magnétique étant directement lié). Si l'on s'intéresse au cas d'une onde monochromatique plane (dont la fréquence et l'amplitude sont constantes au cours du temps), celle-ci peut être définie par quatre paramètres : son amplitude, deux paramètres décrivant son état de polarisation et un référentiel de phase absolue. Ainsi, le champ électrique \vec{E} d'une onde électromagnétique monochromatique plane peut se décomposer selon ses composantes horizontales E_x et verticales E_y , dans un repère cartésien orthonormé $(0, \hat{x}, \hat{y}, \hat{z})$ et s'écrire de la façon suivante:

$$\vec{E}(z, t) = \begin{cases} E_x = E_{0x} \cos(\omega t - kz - \delta_x) \\ E_y = E_{0y} \cos(\omega t - kz - \delta_y) \\ E_z = 0 \end{cases} \quad (\text{II.4})$$

Avec z qui représente la direction de propagation, t le temps, E_{0x} et E_{0y} représentent les amplitudes des oscillations linéaires monochromatiques des composantes orthogonales du vecteur électrique, k est le nombre d'onde et δ_x et δ_y sont les phases absolues des oscillations pour $z=0$ et $t=0$.

A un temps $t=t_0$ fixe, le champ électrique est ainsi constitué de deux ondes sinusoïdales orthogonales (composantes horizontale E_x et verticale E_y) présentant différentes phases et amplitudes à l'origine.

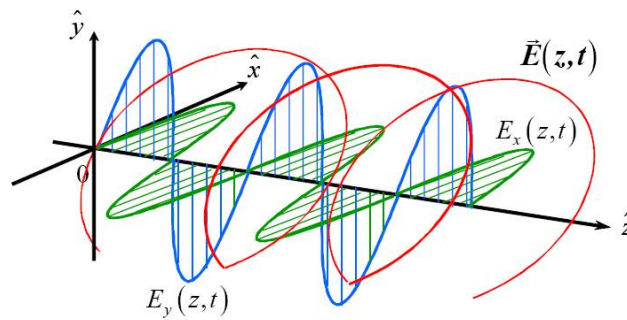


Figure II. 9. Exemple d'évolution d'un champ électrique (Lee and Pottier 2009)

La forme de l'ellipse (en rouge) est réglée par l'amplitude et la phase des composantes horizontale (H) et verticale (V) de l'onde. Différents cas peuvent entraîner différentes formes d'ellipses :

- Polarisation linéaire : même phase et même amplitude des composantes H et V.
- Polarisation en ellipse : phase et amplitude différentes des composantes H et V.
- Polarisation circulaire : différence de phase de 90° des composantes H et V.

Afin d'étudier l'état de polarisation de cette onde, il est possible de la projeter sur un plan :

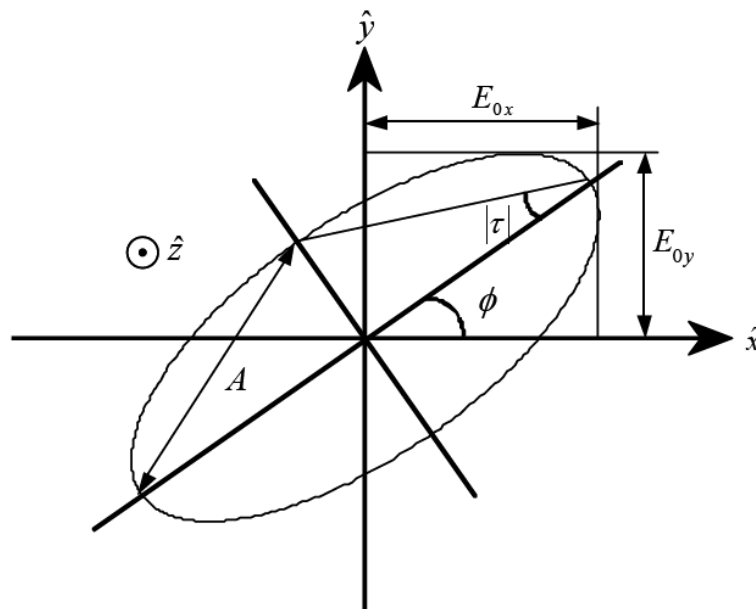


Figure II. 10. Ellipse de polarisation (Lee and Pottier 2009)

Avec : A qui représente l'amplitude de phase, ϕ l'angle d'orientation de l'ellipse compris entre $-\frac{\pi}{2}$ et $\frac{\pi}{2}$, τ l'angle d'ellipticité (d'aplatissement) compris entre $-\frac{\pi}{4}$ et $\frac{\pi}{4}$ qui indique également suivant son signe le sens de rotation de l'onde.

Une onde monostatique plane qui peut également s'écrire dans le domaine des complexes sous la forme d'un vecteur de Jones, vise à décrire l'onde polarisée en utilisant un minimum d'informations. Le vecteur de Jones contient l'information complète de l'amplitude et de la phase de l'onde ainsi que son état de polarisation et peut s'écrire en fonction des paramètres de l'ellipse de polarisation :

$$\underline{E}_{(\hat{x},\hat{y})} = Ae^{-j\alpha} \begin{bmatrix} \cos\phi & -\sin\phi \\ \sin\phi & \cos\phi \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \cos\tau \\ j\sin\tau \end{bmatrix} \quad (\text{II.5})$$

Avec α qui représente la phase absolue et $\begin{bmatrix} & \\ & \end{bmatrix}$ une matrice.

b) Diffusion polarimétrique

Lorsqu'une onde polarisée (envoyé par un système RSO) rencontre une cible, elle est alors rétrodiffusée et sa polarisation est généralement modifiée. Par exemple, une onde polarisée horizontalement est susceptible d'être rétrodiffusée suivant les composantes horizontale et verticale. Ainsi, l'onde diffusée possède en général des propriétés polarimétriques différentes de celles de l'onde incidente. Dans le cas des satellites radar pleinement polarimétriques on peut étudier les quatre éléments HH, VV, VH et HV, dont on mesure l'amplitude (A) et la phase ϕ cette dernière exprimant la position instantanée de l'onde. Les composantes H et V constituent donc un ensemble permettant de représenter complètement l'onde électromagnétique et son état de polarisation.

La modification de la polarisation due à la cible est modélisée sous la forme d'une matrice complexe 2 X 2 nommée matrice de diffusion cohérente [S]. Elle relie le vecteur de Jones incident E^i au vecteur de Jones diffusé E^s . Elle peut s'écrire de la façon suivante :

$$\begin{bmatrix} E_h^s \\ E_v^s \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} S_{hh} & S_{hv} \\ S_{vh} & S_{vv} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} E_h^i \\ E_v^i \end{bmatrix} \quad (\text{II.6})$$

Avec :

E_i = onde incidente ;

E_s = onde rétrodiffusée

Les 4 composantes de la matrice sont des nombres complexes, calculés à partir des amplitudes et des phases des canaux polarisés. Les éléments diagonaux de la matrice de Sinclair sont les éléments co-polarisés, les autres coefficients de S étant appelés éléments en polarisation croisée. Le vecteur $\begin{bmatrix} E_h^i \\ E_v^i \end{bmatrix}$ permet de calculer l'amplitude et la polarisation de l'onde diffusée.

Le Span de la matrice S correspond à la puissance totale diffusée par une cible et est défini de la façon suivante:

$$Span(S) = |S_{hh}|^2 + |S_{hv}|^2 + |S_{vh}|^2 + |S_{vv}|^2 \quad (II.7)$$

Dans les cas monostatiques, lorsque l'émetteur et le récepteur sont localisés au même emplacement (ce qui est le cas de la majorité des systèmes RSO embarqués), les éléments S_{hv} et S_{vh} de la matrice de diffusion sont égaux $S_{hv}=S_{vh}$. Il s'agit de l'hypothèse de réciprocité, généralement vérifiée pour les cibles naturelles. La matrice est donc réduite à 5 quantités indépendantes, correspondant aux amplitudes S_{vv} , S_{hv} , S_{hh} et aux deux phases relatives ϕ_c et ϕ_x où $\phi_c = \phi_{vv} - \phi_{hh}$ et $\phi_x = \phi_{hv} - \phi_{hh}$.

La matrice de diffusion S peut être représentée sous la forme d'un vecteur cible complexe constitué de 4 éléments :

$$k = [k_1 k_2 k_3 k_4]^T \quad k_i = \frac{1}{\sqrt{2}} trace(S\Phi_i) \quad (II.8)$$

Avec la trace (A) qui représente la somme des éléments diagonaux de la matrice (A) et Φ_i un ensemble de matrices qui définissent la base de projection. Les deux bases les plus utilisées sont la base lexicographique (Φ_L) et la base de Pauli (Φ_P). La base de Pauli tend à valoriser la matrice de diffusion selon une interprétation physique des mécanismes de rétrodiffusion d'une cible.

$$\{\Phi_L\} = \left\{ 2 \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 0 \end{bmatrix}, 2 \begin{bmatrix} 0 & 1 \\ 0 & 0 \end{bmatrix}, 2 \begin{bmatrix} 0 & 0 \\ 1 & 0 \end{bmatrix}, 2 \begin{bmatrix} 0 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix} \right\} \quad (II.9)$$

$$\{\Phi_P\} = \left\{ \sqrt{2} \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix}, \sqrt{2} \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & -1 \end{bmatrix}, \sqrt{2} \begin{bmatrix} 0 & 1 \\ 1 & 0 \end{bmatrix}, \sqrt{2} \begin{bmatrix} 0 & -j \\ j & 1 \end{bmatrix} \right\} \quad (II.10)$$

En configuration monostatique, (lorsque l'émetteur et le récepteur sont localisés au même endroit), le théorème de réciprocité entraîne une symétrie de la matrice S avec $S_{hv} = S_{vh}$. On obtient donc de la vectorisation de la matrice S les vecteurs cibles lexicographique (k_L) et de Pauli (k_P) qui ne contiennent plus que trois éléments :

$$k_L = \begin{bmatrix} S_{hh} \\ \sqrt{2}S_{hv} \\ S_{vv} \end{bmatrix} \quad k_P = \frac{1}{\sqrt{2}} \begin{bmatrix} S_{hh} + S_{vv} \\ S_{hh} - S_{vv} \\ 2S_{hv} \end{bmatrix} \quad (\text{II.11})$$

Ces deux vecteurs sont des représentations cohérentes de la matrice de diffusion. Leur norme est égale au Span de la cible. Nous pouvons noter qu'une matrice de type spécial unitaire (dont le déterminant égal 1) permet de passer de l'un à l'autre. La matrice de Pauli peut être utilisée pour étudier des cibles cohérentes (ou cibles pure). En effet, elle permet d'exprimer les termes de la matrice de Sinclair relatifs à une cible en tant que combinaison des réponses de cibles plus simples et ainsi d'établir une interprétation physique de l'interaction entre le signal et la cible (simple rebond, double rebond et diffusion multiple) (Figure II.11).

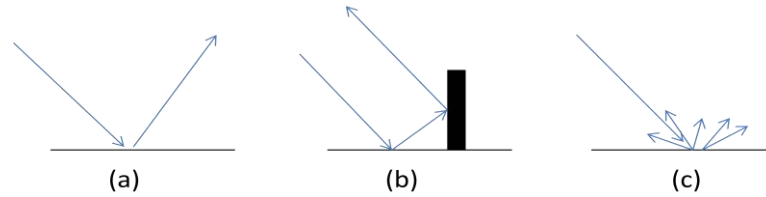


Figure II. 11. Classes générales de mécanismes de diffusion (a) simple rebond, (b) double rebond et (c) diffusion multiple.

A partir des vecteurs cibles, les matrices complexes polarimétriques de cohérence et covariance peuvent être construites. Il s'agit d'une représentation incohérente du signal faisant intervenir des notions de statistiques polarimétriques (c'est-à-dire la variance des signaux dans les différents canaux de polarisation et leur corrélation mutuelle). On parle de représentation incohérente car ces matrices visent à caractériser des cibles « non-cohérentes » (ou cible distribuée, non pure) c'est-à-dire dont la réponse est la somme de plusieurs mécanismes au sein de la cellule de résolution, et non d'un seul réflecteur. La grande majorité des cibles naturelles (par exemple les forêts, les surfaces agricoles, les glaciers, les sols nus,...) sont des cibles généralement « non cohérentes ».

La matrice de covariance C_3 est obtenue à partir du produit entre le vecteur cible k_L et son transpose conjugué k_L^\dagger .

$$C_3 = \langle k_L k_L^\dagger \rangle = \begin{bmatrix} \langle |S_{hh}|^2 \rangle & \sqrt{2} \langle S_{hh} S_{hv}^* \rangle & \langle S_{hh} S_{vv}^* \rangle \\ \sqrt{2} \langle S_{hv} S_{hh}^* \rangle & 2 \langle |S_{hv}|^2 \rangle & \sqrt{2} \langle S_{hv} S_{vv}^* \rangle \\ \langle S_{vv} S_{hh}^* \rangle & \sqrt{2} \langle S_{vv} S_{hh}^* \rangle & \langle |S_{vv}|^2 \rangle \end{bmatrix} \quad (\text{II.12})$$

La matrice de cohérence T_3 est obtenue à partir du produit entre le vecteur cible k_P et son transpose conjugué k_P^\dagger .

$$T_3 = \langle k_P k_P^\dagger \rangle = \frac{1}{2} \begin{bmatrix} \langle |S_{hh} + S_{vv}|^2 \rangle & \langle (S_{hh} + S_{vv})(S_{hh} + S_{vv})^* \rangle & 2 \langle (S_{hh} + S_{vv}) S_{hv}^* \rangle \\ \langle (S_{hh} - S_{vv})(S_{hh} - S_{vv})^* \rangle & \langle |S_{hh} - S_{vv}|^2 \rangle & 2 \langle (S_{hh} - S_{vv}) S_{hv}^* \rangle \\ 2 \langle S_{hv} (S_{hh} + S_{vv})^* \rangle & 2 \langle S_{hv} (S_{hh} - S_{vv})^* \rangle & 4 \langle |S_{hv}|^2 \rangle \end{bmatrix} \quad (\text{II.13})$$

Les matrices de cohérence et de covariance permettent de mesurer la corrélation entre les éléments du champ électrique pendant un intervalle de temps t . Les matrices de covariance et cohérence possèdent des valeurs propres identiques qui sont réelles positives ou nulles. La même matrice de passage (spécial unitaire) que celle des vecteurs cibles permet de faire correspondre ces deux matrices. On peut noter que la matrice de covariance est directement liée à la base d'émission du radar, sa diagonale correspondant aux intensités du signal rétrodiffusé en HH, 2HV et VV alors que les termes antidiagonaux représentent les corrélations complexes de ces 3 polarisations. La matrice de cohérence est liée aux propriétés physiques de la cible et sa diagonale représente les poids respectifs de la base de Pauli (simple rebond, double rebond, diffusion multiple).

A partir des matrices de covariance C et cohérence T de nombreux modèles de décomposition polarimétrique ont été développés (Lee and Pottier 2009) de manière à extraire les différents mécanismes de diffusion de l'objet éclairé. L'interprétation des résultats issus des décompositions polarimétriques repose en partie sur l'analyse des cibles canoniques (cibles cohérentes ou pures). En effet, il s'agit de formes géométriques simples dont l'interprétation physique est connue, en raison de la présence d'un plan de symétrie dans les matrices utilisées pour les représenter (Figure II.12). Par exemple, la sphère et le dièdre sont des cibles canoniques qui possèdent la même matrice de diffusion. Ces cibles diffèrent cependant quant au nombre de bonds du signal rétrodiffusé, qui est égal à 1 pour la sphère et à 3 pour le trièdre. Dans tous les cas, un nombre impair de bonds produira une différence de phase nulle de 0° .

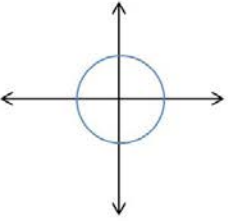
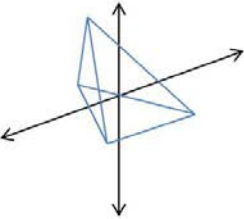
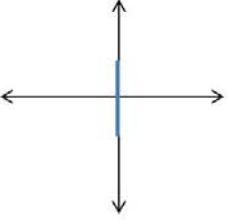
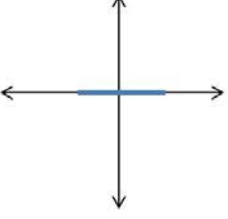
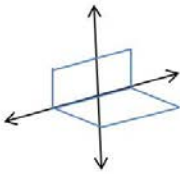
Représentation géométrique	Cible canonique	Matrice S
	Sphère	$S = \frac{1}{\sqrt{2}} \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix}$
	Trièdre	$S = \frac{1}{\sqrt{2}} \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix}$
	Dipôle vertical	$S = \begin{bmatrix} 0 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix}$
	Dipôle horizontal	$S = \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 0 \end{bmatrix}$
	Dièdre orienté selon un angle θ	$S = \frac{1}{\sqrt{2}} \begin{bmatrix} \cos 2\theta & \sin 2\theta \\ \sin 2\theta & -\cos 2\theta \end{bmatrix}$

Figure II. 12. Exemple de cibles canonique et de leur matrice S associé (adapté de Gabriel 2013 et Lee and Pottier 2009)

A titre d'exemple, la Figure II.13 présente un arbre et une partie de la diversité des mécanismes de rétrodiffusion typique de ce type de cible non cohérente. On distingue plusieurs mécanismes de rétrodiffusion, soit une : 1) rétrodiffusion simple de surface provenant des tiges, branches principales, troncs (sphère, dipôle horizontal ou vertical); 2) rétrodiffusion de type double-rebond provenant de l'interaction entre les troncs et les autres composantes (dièdre) et 3) rétrodiffusion volumique provenant du feuillage de l'arbre (collection de dipôles orientés aléatoirement).

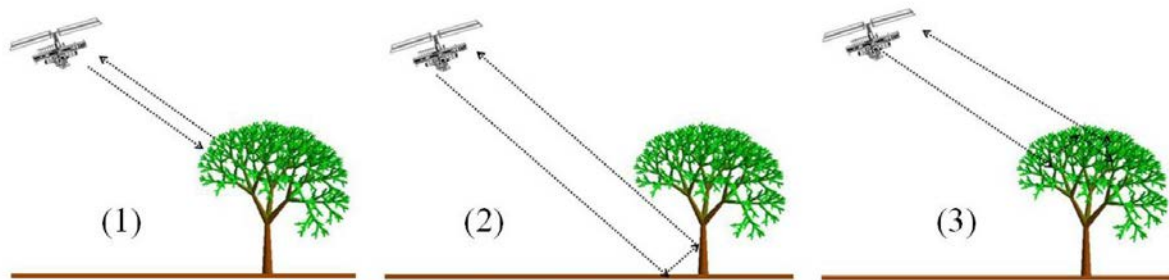


Figure II. 13. Exemple de mécanismes de rétrodiffusion présents dans une section de forêt

L'objectif de la télédétection radar est d'identifier les différents types de mécanismes présents sur la scène de manière à reconnaître et caractériser les différents éléments du paysage. Les décompositions polarimétriques ont pour objectif d'analyser une matrice incohérente et de l'exprimer en une somme de matrices associées à des cibles pures. Nous pouvons citer ici la décomposition de Freeman-Durden (Freeman and Durden 1998) basée sur un modèle physique, et celle de Cloude-Pottier (Cloude and Pottier 1996) basée sur les vecteurs propres. Les principes de ces décompositions sont résumés dans le tableau ci-dessous :

Table II. 2. Principes généraux des paramètres issus des décompositions de Freeman-Durden et de Cloude-Pottier.

	Freeman-Durden	Cloude-Pottier
Principe	Séparation des mécanismes de diffusion à partir d'un modèle physique basé sur la matrice de covariance C	Décomposition en valeur propre de la matrice de cohérence T
Paramètres polarimétriques	<p>Surface = Diffusion de surface correspondant aux surfaces planes ou peu rugueuses. Ex : sol nu semé</p> <p>Double = Diffusion double rebond caractéristique d'une interaction de l'onde incidente entre une surface plane et un objet vertical. Ex : Bâtiment</p> <p>Volume = Diffusion volumique lié à une diffusion aléatoire. Ex : canopée forestière</p>	<p>Entropie (H) : caractère aléatoire de la diffusion. Si $H=0$, alors il y a un seul mécanisme de diffusion (Ex : surface en eau) ; Si $H=1$, alors plusieurs mécanismes de diffusion sont présents (dépolariation du signal) (Ex : Forêt)</p> <p>Anisotropie (A) : caractérise l'importance des mécanismes secondaires par rapport au mécanisme principal. Ce paramètre doit être utilisé en complémentarité de celui de l'entropie. Il devient intéressant pour des valeurs de H élevées (ex : 0.7). Si $A=0$, alors les deux mécanismes secondaires sont mélangés dans des proportions égales. Si $A=1$, alors le 2^{ème} mécanisme domine.</p> <p>L'angle α donne un nom au mécanisme. Si $\alpha = 0^\circ$ il y a une diffusion de surface. Si $\alpha = 45^\circ$ il y a une diffusion dipolaire ou par un volume. Si $\alpha = 90^\circ$ il y a une diffusion de type double rebond</p>

Outre ces paramètres, de nombreux discriminateurs peuvent être extraits pour caractériser la surface étudiée (Touzi et al. 1992), comme par exemple le coefficient de corrélation co-polarisé qui mesure le degré de dépolariation d'une cible et aide ainsi à interpréter le mécanisme présent. Un autre paramètre peut être dérivé : l'entropie de Shannon. L'entropie de Shannon (SE) correspond à la somme de deux contributions relatives à l'intensité et au degré de polarisation. Ce paramètre est encore peu utilisé malgré son fort potentiel à caractériser les surfaces naturelles telles que les zones humides (Marechal et al. 2012). Il peut se calculer à partir de la matrice 3×3 de covariance C_3 ou de la matrice de cohérence T_3 . SE mesure le désordre rencontré dans les images RSO polarimétriques. Chaque

pixel est défini comme une cible complexe 3D vectorielle \underline{k} qui suit un processus gaussien circulaire 3D avec une moyenne nulle et une matrice de covariance C_3 :

$$P_{C_3}(\underline{k}) = \frac{1}{\pi^2 |C_3|} \exp(\underline{k}^{T*} * C_3^{-1} \underline{k}) \quad (\text{II.14})$$

Où T^* correspond à la transpose conjuguée.

L'intensité (I_C) et le degré de polarisation (P_C) peuvent être définis à partir de la matrice de covariance moyennée C_3 en utilisant les expressions suivantes:

$$I_C = T_r(C_3) \text{ and } P_C = \sqrt{1 - 27 \frac{|C_3|}{T_r(C_3)^3}} \quad (\text{II.15})$$

Avec $T_r(.)$ et $|\cdot|$ correspondant respectivement à la trace et au déterminant de la matrice.

L'entropie de Shannon SE est définie par une fonction générale de densité:

$$I_C = T_r(C_3) \text{ and } P_C = \sqrt{1 - 27 \frac{|C_3|}{T_r(C_3)^3}} \quad (\text{II.16})$$

ou $\int(\cdot) d\underline{k}$ correspond à une intégration complexe 3D. Dans le cas d'un processus gaussien circulaire, SE peut être décomposée comme la somme de deux termes : la contribution de l'intensité (SE_I) qui dépend de la puissance totale rétrodiffusée et la contribution polarimétrique (SE_P) qui dépend du degré Barakat de polarisation. En d'autres termes, SE mesure le caractère aléatoire de la diffusion d'un pixel qui peut être dû à la variation de la puissance ou à la variation de polarisation de rétrodiffusion.

$$SE = \log(\pi^2 e^3 |C_3|) = SE_I + SE_P \quad (\text{II.17})$$

$$SE_I = 3 \log\left(\frac{\pi e I_C}{3}\right) = 3 \log\left(\frac{\pi e T_r(C_3)}{3}\right) \quad (\text{II.18})$$

$$SE_P = \log(1 - P_C^2) = \log\left(27 \frac{|C_3|}{T_r(C_3)^3}\right) \quad (\text{II.19})$$

L'interprétation de toutes ces variables polarimétriques va dépendre de plusieurs facteurs (Ulaby 1990), parmi lesquels la rugosité et l'humidité des cibles. La rugosité dépend de la longueur d'onde et de l'angle d'incidence. Ainsi, une surface sera considérée comme rugueuse si les variations en hauteur de la surface éclairée sont plus grandes que la longueur d'onde utilisée. L'humidité influence directement les intensités des signaux rétrodiffusés. Ainsi, plus une surface sera humide, plus la réflectivité augmentera.

c) Acquisition des données en mode polarisation duale

De nombreux capteurs RSO sont capables d'acquérir des données en polarisation double avec différentes configurations (HH/VV ; HH/HV ou VV/HV). Si les données radar acquises en polarisation complète peuvent être utilisées pour identifier plusieurs types de mécanismes polarimétriques, elles ne sont pas facilement disponibles. En effet, la plupart des capteurs RSO tels que TerraSAR-X et ALOS 2 acquièrent majoritairement des images dans les modes de polarisation simple ou double. En outre, le mode full polarisation conduit à une empreinte plus petite que le mode simple ou double. Le nouveau capteur radar embarqué Sentinel 1, est également un capteur radar à double polarisation.

A partir des données acquises en mode polarisation duale il est possible de déduire la matrice de covariance C_2 qui sera alors de deux dimensions (la matrice de covariance est présentée ici pour le cas d'acquisition des données en mode HH/VV) :

$$C_2 = \begin{bmatrix} \langle |S_{hh}|^2 \rangle & \langle S_{hh} S_{vv}^* \rangle \\ \langle S_{vv} S_{hh}^* \rangle & \langle |S_{vv}|^2 \rangle \end{bmatrix} \quad (II.20)$$

S_{hh} et S_{vv} représentent les éléments de la matrice de rétrodiffusion correspondant aux polarisations HH et VV. De la même manière que pour l'étude des données acquises en mode pleinement polarimétrique, il s'agit ici de l'analyse incohérente des données. Les paramètres qu'il est possible d'extraire de ces données sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Table II. 3. Paramètres dérivés de données acquises en double polarisation (HH/VV).

Description des paramètres extraits de données acquises en mode double polarisation HH/VV	Désignation
Coefficient de rétrodiffusion HH	σ_{HH}°
Coefficient de rétrodiffusion VV	σ_{VV}°
Ratio HH/VV	$\sigma_{HH}^{\circ}/\sigma_{VV}^{\circ}$
Entropie de Shannon	SE
Simple rebond	$ S_{hh} + S_{vv} ^2$
Double rebond	$ S_{hh} - S_{vv} ^2$
Span	$ S_{hh} ^2 + S_{vv} ^2$

Il n'est pas possible de réaliser des décompositions polarimétrique se basant sur des modèles mathématiques comme par exemple celle de Freeman à partir de données acquises en polarisation double. En revanche, les décompositions reposant sur les vecteurs propres sont possibles, mais leur interprétation est toute autre en sachant qu'il manque la polarisation HV.

I.3. L'identification et la caractérisation des éléments du paysage potentiellement constitutifs des continuités écologiques vue par télédétection

II.3.1. Les éléments semi-naturels : les éléments boisés

II.3.1.1. Généralité sur le bocage

Le bocage et la haie, qui sont des éléments importants dans de nombreux paysages du monde (Forman and Baudry 1984), font l'objet de nombreuses définitions (Vannier 2011). Les définitions les plus anciennes associent toujours le bocage au parcellaire agricole, car il joue un rôle d'enclos ou de barrière (Meynier 1970; Georges 1974). La haie est quant à elle définie comme un alignement d'arbres et / ou d'arbustes. Les définitions les plus récentes associent le bocage à un réseau d'éléments linéaires constitués d'arbres et / ou d'arbustes de diverses espèces (Verger and Georges 2009; Baudry and Jouin, 2003). Ces dernières intègrent dans la définition de la haie la notion de gestion de ces éléments linéaires qui ne sont pas des éléments naturels du paysage. Nous pouvons noter que les définitions, qu'elles soient anciennes ou plus récentes, diffèrent les unes des autres selon les questions abordées (par exemple la structure du réseau de haies, l'histoire du bocage, ou encore son organisation spatiale). Les définitions du bocage et de la haie retenues pour la suite de notre propos sont celles définies par Baudry and Jouin (2003) pour qui le bocage est « un paysage ayant pour caractéristique la présence de réseaux, de structures linéaires de végétaux ligneux, que ce soient des haies « traditionnelles », des rideaux brises-vent récents ou des haies spontanées issues de l'absence d'entretien des clôtures ». La haie correspond à « un élément linéaire du paysage composé d'arbres ou d'arbustes et géré par l'homme ».

La haie et le bocage assurent de nombreuses fonctions qui sont directement liées à leur forme et leur structure aux échelles de l'arbre, de la haie et du réseau de haies dans les paysages (Larcher and Baudry 2013) (Figure II.14). Elles assurent des fonctions (1) de production économique (production de bois essentiellement mais également de fourrage ou de fruit), (2) de limite entre deux parcelles agricoles, (3) des fonctions culturelles puisqu'elles participent à l'esthétisme d'un paysage. Elles ont également (4) une fonction biophysique (en jouant un rôle de régulation des flux biophysiques). La présence de haies permet en effet de lutter contre le ruissellement et l'érosion des sols, le transfert de polluants et jouent un rôle de brise-vent (Baudry et al. 2000a). Elles présentent également (5) une fonction écologique. En effet, les haies peuvent jouer un rôle d'habitat ou de refuge pour certaines espèces et sont aujourd'hui bien connues pour être emblématiques de la connectivité écologique dans les paysages agricoles. Un réseau dense de haies joue ainsi un rôle clé dans la connectivité des habitats pour certaines espèces et influe directement sur le degré de fragmentation du paysage (Burel 1992). Cependant, cette connectivité est fortement dépendante bien évidemment de la présence de haies mais également des structures qu'elles présentent. En effet, les haies peuvent avoir différentes structures (Figure II.15) qui sont principalement contrôlées par les pratiques de gestion et d'entretien qui y sont réalisées.



Figure II. 14. Fonction des linéaires bocagers : a) limite entre deux parcelles, b) brise-vent, c) production de bois et d) corridor écologique.

La plupart de ces fonctions dépendent de la structure de la haie (Brandle et al. 2004) et de la structure du réseau de haies (Figure II.15). Ces structures sont principalement contrôlées par leur composition en espèces, leur densité de végétation et leur régime de gestion. Elles présentent ainsi des conditions microclimatiques très différentes. Par exemple, une haie bocagère dense fournira un habitat beaucoup plus ombragé, et humide qu'une haie émondée.

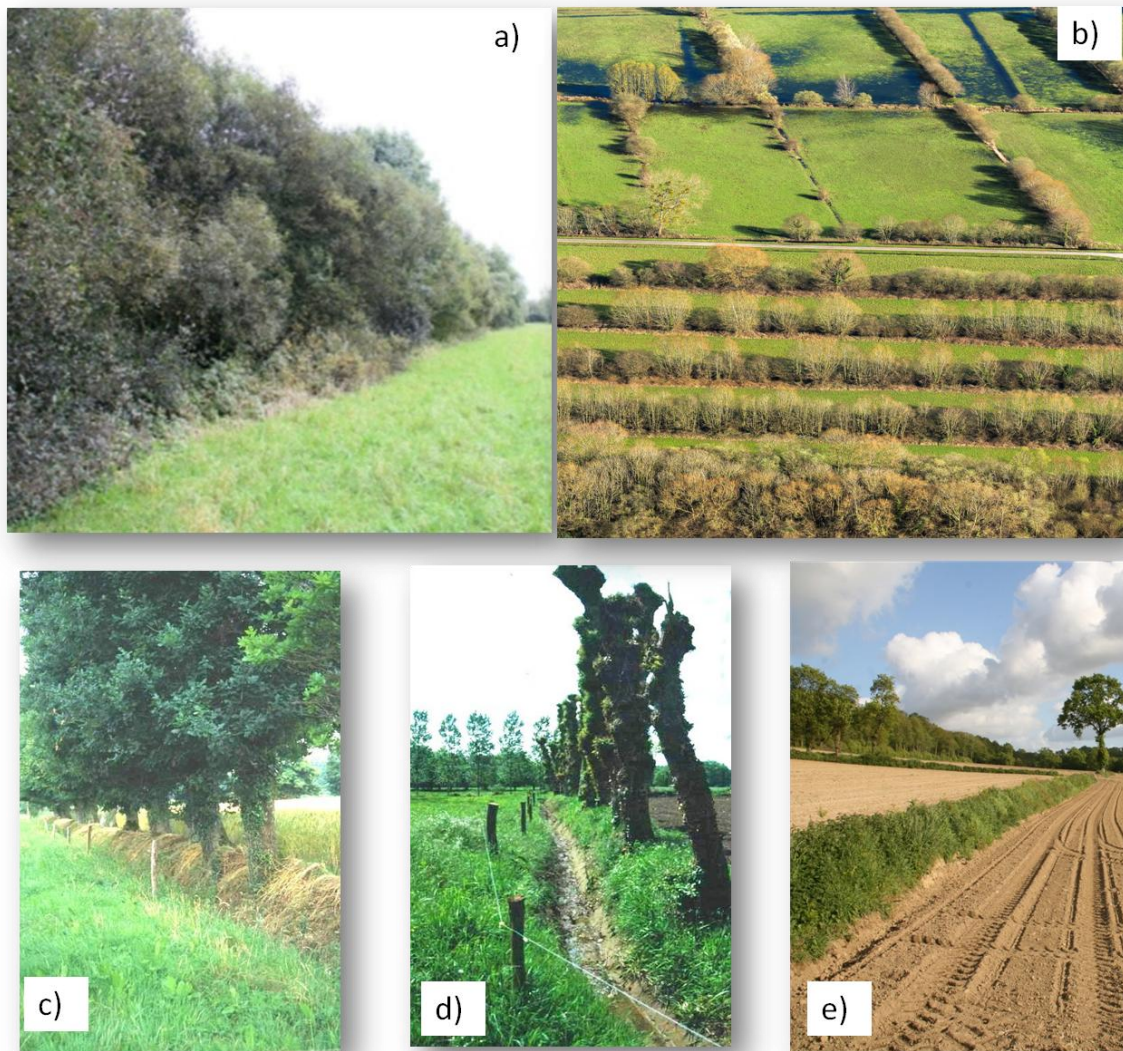


Figure II. 15. Différentes structures de haies liées aux pratiques agricoles (sources : Air Papillon, J. Baudry) : a) et b) haies de saules denses présentant plusieurs strates ; c) et d) haie sans strate arbustive, avant et après émondage et e) ancienne haie dont il ne reste plus que le talus.

La fonction brise-vent des haies, une des plus analysées par les scientifiques, est celle qui a été le plus souvent reliée à la structure de la haie et/ou à la structure du bocage. Pour cela, les chercheurs utilisent généralement des modèles physiques basés sur une caractérisation qualitative des haies. Par exemple, Torita and Satou (2007) ont montré que le produit de la largeur et de la densité surfacique totale (la surface projetée des feuilles, des branches et des

tiges par unité de surface de sol divisée par la longueur des couronnes) est un bon indicateur de l'effet de brise-vent.

La structure de haies (arbres et arbustes, densité de canopée, ou encore largeur) est également une variable importante pour déterminer la qualité de l'habitat pour de nombreuses espèces animales et végétales (Le Cœur et al. 2002). Elle influence le degré de connectivité des paysages pour certaines espèces. Les haies présentant plusieurs strates (d'arbres et d'arbustes) denses abritent davantage d'espèces forestières que les haies composées d'arbres clairsemés (McCollin et al. 2000). Pour Hinsley and Bellamy 2000, «Les deux facteurs les plus importants associés positivement à la richesse spécifique et à l'abondance des oiseaux nicheurs des haies bocagères sont la taille des haies (hauteur / largeur / volume) et la présence / abondance d'arbres ». Ainsi, la fragmentation des réseaux linéaires de haies et la densité des strates végétales des haies influencent directement les propriétés du paysage telles que la connectivité du paysage et le degré de fragmentation de celui-ci.

Une difficulté récurrente en écologie du paysage est de déterminer de manière quantitative, le caractère «forestier» de ces paysages bocagers (Forman and Baudry 1984). Les haies où l'ombre et l'humidité sont permanentes, en raison de la densité de végétation, peuvent en effet fournir des habitats favorables pour certaines petites espèces, peu mobiles, telles que les espèces de carabiques forestiers. Cela peut être renforcé par la structure du paysage, et donc la structure du réseau de haies. En effet, dans des paysages à grains fins (où paysages fermés), la vitesse du vent est plus faible et donc l'évapotranspiration est diminuée. Ces paysages favorisent la capacité des haies à abriter des espèces qui se développent dans des habitats frais et ombragés (Burel 1989).

Dans la majorité des études en écologie, les informations relatives à la fragmentation des réseaux bocagers et à la caractérisation des haies sont souvent récoltées via des enquêtes effectuées sur le terrain (Baudry et al. 2000a). La plupart des études utilisent des cartes des réseaux bocagers représentés sous forme d'un linéaire et la structure des haies est généralement décrite de manière qualitative (présence, absence, dense, peu dense, etc.). Les cartes des réseaux bocagers sont généralement issues de la photo-interprétation de données aériennes réalisée à l'aide de Système d'Information Géographique (SIG), les haies étant représentées par des polygones. La plupart du temps, la structure des haies est décrite seulement pour de petites zones à partir de mesures réalisées sur le terrain. Les inventaires étant très longs, laborieux à mettre en œuvre, la structure des haies est estimée sur des paysages d'une manière semi-quantitative (par exemple, Defra 2007) et donc dépend souvent de l'appréciation des évaluateurs. Ainsi, l'estimation de la densité de végétation, de la couverture de canopée, ou encore de la densité arbustive est soumise à la partialité des observateurs. En outre, ces inventaires sont effectués sur des segments de réseaux de haies correspondant à une "haie" définie comme étant le segment entre deux connexions, ou le segment le long d'un champ (Baudry et al. 2000a). La qualification des haies est ainsi moyennée à l'échelle de ces segments. Ainsi, ces segments sont de tailles différentes et les paramètres utilisés pour les décrire sont estimés à une échelle qui n'est pas toujours pertinente

pour les espèces qui les habitent. Par conséquent, l'homogénéité ou l'hétérogénéité interne des haies n'est quasiment jamais évaluée.

En ce qui concerne l'identification des réseaux bocagers en France, il existe peu d'inventaires de ceux-ci, réalisés à échelle fine, qu'ils soient cartographiques ou statistiques. Cependant, deux données sont disponibles : l'enquête complémentaire de TerUti-LUCAS qui présente une cartographie des haies en Bretagne et la BD TOPO ® de l'Institut Géographique National (IGN) qui comporte une classe « végétation arborée » (Hubert-Moy et al. 2012).

L'enquête TerUti-LUCAS, effectuée par la DRAAF (Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt) et traitée par le SCEES (Service Central des Enquêtes et Études Statistique) a pour objectif d'effectuer à l'échelle nationale un suivi de l'occupation et de l'utilisation des sols sur les surfaces de types agricole, naturelles et urbaines. Concernant le bocage breton des enquêtes régionales ont été menées en 1996 et 2008. Celles-ci ont été réalisées via un échantillonnage de 15 247 points répartis sur le bocage breton, ou au niveau de chacun d'entre eux un enquêteur a réalisé, dans un rayon de 40 m autour de chaque point un inventaire exhaustif du linéaire bocager. Les résultats ont par la suite été extrapolés. Si l'enquête du réseau linéaire bocager breton de TerUti-LUCAS permet d'étudier les tendances d'évolution du linéaire entre 1996 et 2008, celle-ci n'est pas adaptée à l'observation d'évolutions ponctuelles. En effet, les enquêtes n'ont été réalisées que sur deux années. En outre, le pourcentage d'erreur moyen est évalué à 1.47%. Cependant, celui est très variable, il augmente davantage si le linéaire bocager est réparti inégalement sur le territoire observé.

La cartographie du réseau bocager à une échelle nationale est également proposée depuis 2005 par l'IGN (Institut National Géographique) dans le cadre de la BD TOPO ®. La classe de végétation arborée a été décrite à deux niveaux. Le premier niveau présente une cartographie en une seule classe des zones arborées de plus de 80 m² (haies, surfaces boisées, bosquets, etc). Le second niveau, plus fin que le premier, propose une classe « haie ». Il n'est cependant pas disponible sur l'ensemble du territoire et n'a pas encore été évalué. De plus, les haies cartographiées par l'IGN permettraient a priori uniquement le recensement des haies denses et non de l'ensemble des haies (haies émondées, taillées, ...) (Vannier 2011).

II.3.1.2. Etude du bocage à partir de données optiques

Dans de nombreux domaines tels que la géologie ou encore l'imagerie médicale, des études visant à élaborer des méthodes pour extraire les éléments linéaires d'une image ont été menées (Karnieli et al. 1996 ; Li et al. 1997). Cependant, bien que les images de télédétection spatiale soient largement utilisées pour cartographier et caractériser les paysages (Mulder et al. 2011), seuls quelques articles portent sur la détection et la caractérisation des éléments linéaires.

En ce qui concerne la détection du réseau de haies, la plupart des études utilisent l'interprétation de photographies aériennes ou d'orthophotoplans pour la cartographie des

haies sur des sites d'étude peu étendus (Burel and Baudry 1990; Baudry et al. 2000; Padoa-Schioppa et al. 2006 ; Lotfi 2008; Lotfi et al. 2010). Les haies, quelles que soient leurs structures, sont alors représentées sur des cartes sous formes de lignes. Lotfi et al. (2010) ont cependant réalisé une cartographie précise des haies émondées sur un site d'étude breton à partir de la photo-interprétation de clichés aériens. Les principales limites de cette méthode sont le temps de traitement très important et les mises à jour, souvent difficiles à réaliser. En effet, la résolution temporelle des photographies aériennes est souvent faible car coûteuse. En revanche, nous pouvons noter que seules les photographies aériennes permettent de réaliser des analyses sur le long terme puisque certaines zones ont été photographiées dès les années 1940-1950 (Conyers 1986).

Quelques méthodes de classification ont été développées pour extraire le réseau de haies de manière automatique à partir de photographies aériennes (Stach et al. 2006; Sheeren et al. 2009; Tansey et al. 2009). Ces méthodes sont basées sur des analyses de textures (Sheeren et al. 2009), ou de valeurs spectrales dans le proche infrarouge (Stach et al. 2006) ou encore utilisent des données auxiliaires telles que des modèles d'élévation (Tansey et al. 2009). Même si les résultats de ces études étaient assez satisfaisants, avec environ 80% de bonne détection, ces jeux de données sont assez difficiles à utiliser du fait de leur faible résolution spectrale (Vannier 2011).

Les premières études de détection automatique du linéaire bocager à partir d'imagerie satellitaire ont été menées sur des images à Haute Résolution Spatiale (HRS). Par exemple, Hubert-Moy et al. (1995) ont développé une méthode d'extraction du réseau de haies à partir de données HRS Landsat Thematic Mapper. La méthodologie, qui repose sur les valeurs radiométriques des pixels, l'organisation géométrique et la texture de l'image, a permis d'extraire jusqu'à 80% du linéaire boisé. Cependant, la résolution spatiale des données Landsat (30 m) ne permet pas de détecter des haies de petites surfaces, présentant des structures variables telles que les haies émondées.

Avec l'apparition des images satellitaires à très haute résolution spatiale (THRS), les données de télédétection ont pu être utilisées pour cartographier finement les haies dans les paysages agricoles (Johansen and Phinn 2004; Tansey et al. 2009; Vannier and Hubert-Moy 2010). Il faut toutefois noter qu'une cartographie précise des haies linéaires peut être problématique en raison de leur petite étendue et de leur nature fragmentée (Lechner et al. 2009). Lausch and Herzog (2002) ont suggéré que la résolution spatiale des images devait être inférieure à 5 m pour capturer des entités linéaires dans un paysage. Thornton et al. (2006) et (2007) ont utilisé une méthode de classification supervisée basée sur un algorithme de classification floue de type k-means pour extraire des éléments linéaires de type haies dans un paysage. Si cette étude présentait des résultats intéressants, la méthode n'a été appliquée qu'à la détection d'une seule haie. Germaine et al. (2008) ont quant à eux développé une méthode de classification supervisée pour extraire les éléments boisés à partir d'une image SPOT. De manière à distinguer les éléments boisés de type haies des parcelles forestières, les auteurs ont utilisé des opérateurs de morphologie mathématique (dilatation, érosion). La performance de la méthode a été évaluée dans différents modèles de paysages (agricoles plus

ou moins fermés, ou encore zones humides). Même si dans certains paysages le taux de détection atteignait 85%, cette étude a permis de mettre en exergue la difficulté à extraire le réseau bocager de manière automatique dans les paysages fermés, constitués de parcelles de petites tailles ou au sein de friches ou de zones humides. Plus récemment, Aksoy et al. (2008) ont développé une méthode contextuelle orientée-objet pour extraire automatiquement le linéaire boisé dans un paysage agricole à partir d'une image Quickbird. Les classifications orientées objets permettent d'intégrer des notions d'informations spatiales et/ou de contextualisation pour améliorer les résultats de classification. Elles sont constituées de deux étapes i) la segmentation des images pour regrouper les pixels en objets (Benz et al. 2004; Blaschke et al. 2005) ii) la classification des objets qui présentent alors des attributs propres, des liens hiérarchiques permettant une analyse contextuelle de l'image (Hay et al. 2003; Ming et al. 2005). Les résultats obtenus ont montré que la méthodologie développée est générique puisqu'elle a été appliquée avec réussite dans d'autres zones d'études. Les éléments linéaires boisés sont ainsi bien détectés dans des contextes paysagers différents. Fauvel et al. (2012) et (2013) ont 1) utilisé l'information spectrale des pixels d'une image THRS optique pour détecter les éléments boisés et 2) ont ensuite testé des filtres morphologiques pour détecter les haies en tant qu'éléments linéaires du paysage. Ils ont obtenus de très bons résultats, 91% du réseau ayant été bien détecté. Deng et al. (2013) ont essayé de cartographier la continuité du réseau de haies à partir d'une image SPOT-5 et ont déterminé que les trouées de moins de 10 m ne pouvaient pas être détectées de manière fiable.

Une étude récente menée par Vannier and Hubert-Moy (in press) visait à évaluer le potentiel de données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale optique pour la cartographie des haies en Bretagne. Différentes images acquises par différents capteurs satellitaires et aériens optiques ont été testées pour extraire automatiquement le réseau de haies et son emprise au sol (SPOT-5 (5 m), SPOT-5 (10 m), KOMPSAT II (1 m), KOMPSTAT II (4 m), ASTER (15 m) et IRS P6 LISS III (23 m), mais également un orthophotoplan (0.5 m) et des données LIDAR (0.3 m (x,y) et 0.12 m (z))). Les résultats ont montré que plus la résolution spatiale est précise, meilleure est la détection du réseau de haies. En revanche, la résolution spectrale a également son importance puisque des données telle que l'orthophotoplan, qui présente une bonne résolution spatiale et une faible résolution spectrale, ne permettent pas d'obtenir des résultats aussi précis qu'une image SPOT-5 (5 m de résolution et 4 bandes multi-spectrales). Les résultats les plus précis ont été obtenus avec des données LIDAR 98% du linéaire bocager ayant été détecté, et ceci quel que soit le degré d'ouverture du paysage. En outre, une autre étude menée par Vannier (2011) a démontré la capacité des données LIDAR à cartographier et quantifier la discontinuité du réseau de haies à l'échelle d'un paysage bocager. En effet, les LIDAR ont la capacité d'acquérir des données tridimensionnelles de la surface d'un paysage à une résolution spatiale fine, ce qui est utile pour estimer de nombreuses caractéristiques de la végétation (telles que la hauteur des arbres, le volume, ou encore la biomasse) (Müller and Brandl 2009; Heinzl and Koch 2011). Ces données offrent de nouvelles perspectives pour l'identification et la caractérisation des linéaires bocagers. En effet, ces données permettent de représenter le paysage en volumétrie et offrent ainsi la possibilité de déterminer la physionomie des haies et de caractériser par exemple le type de pratiques agricoles effectuées sur ces haies à partir de la forme des arbres.

Cependant, les données LIDAR sont très coûteuses, ce qui limite la surveillance régulière d'une zone, *via* l'acquisition de séries chronologiques.

II.3.1.3. Etude du bocage à partir de données radar

A notre connaissance, il n'existe que deux études ayant évalué les images radar pour extraire le réseau linéaire de haies. Ducrot et al. (2012) ont évalué les capacités de séries temporelles d'images SPOT-5 (2.5 m), FORMOSAT (8 m) et TerraSAR-X (3 m) pour extraire le linéaire bocager dans une région du sud-ouest de la France. Les résultats ont montré que les images optiques permettaient de mieux extraire le bocage que les images radar. De plus, ils mettent en évidence que la dimension temporelle des données est à prendre en considération, un minimum de 3 images étant requis pour identifier les haies dans ce type de paysage agricole. Bargiel (2013) a utilisé une classification orientée-objet basée sur la texture des images RSO à THRS pour détecter des habitats semi-naturels, y compris les haies. Il a obtenu des résultats très convenables, 70% du linéaire bocager ayant été détecté. Toutefois, dans les deux cas, seule l'intensité du signal de rétrodiffusion a été considérée (coefficient de rétrodiffusion), alors qu'il pourrait être intéressant d'utiliser les indicateurs polarimétriques qui prennent en compte le nombre et la nature des mécanismes de rétrodiffusion, pour non seulement identifier mais également caractériser les haies. En effet, comme nous l'avons précisé dans le chapitre présentant les caractéristiques d'une image RSO, ces jeux de données sont sensibles à la géométrie des objets. Ainsi, il serait intéressant d'étudier la capacité des paramètres polarimétriques à caractériser la structure interne des haies bocagères.

De plus, les données satellitaires radar (RSO) sont généralement plus faciles à acquérir que les données optiques, car n'étant pas sensibles aux conditions de visibilité, elles peuvent être acquises de jour comme de nuit (Ulaby 1990). Les données RSO fournissent ainsi une alternative aux données optiques. Il est alors possible d'augmenter la fréquence d'acquisition de données permettant de réaliser un suivi inter et intra annuel des paysages à échelles fines en utilisant des images radar. Ainsi, ces données ouvrent de nouvelles perspectives pour étudier les caractéristiques des haies ainsi que leur évolution en fonction des pratiques agricoles réalisées.

II.3.2. Les éléments semi-naturels : les zones humides

II.3.2.1. Généralités sur les zones humides

Les zones humides et les plaines inondables couvrent environ 6% de la surface de la Terre libre de glace (Matthews and Fung 1987 ; Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), 1996). Elles remplissent de nombreuses fonctions et offrent une multitude de services, parmi lesquels des services écologiques (Frazier 1999; Mitsch and Gosselink 2007).

La présence de zones humides est conditionnée par les caractéristiques géomorphologiques et géologiques d'une région. Ce sont des milieux qui évoluent dans le temps, structurés par l'hydrodynamique qui contrôle leur fonctionnement. La répartition de la végétation dans ces milieux dépend principalement des flux, des niveaux d'eau, et de leur périodicité, révélant ainsi les conditions d'hydromorphie du sol (Rapinel 2012). Les formations végétales sont tributaires des conditions hydrodynamiques passées et présentes (Amiaud et al. 1998; Marion et al. 2010) et sont des indicateurs de l'humidité et de la fertilité du sol (Ellenberg 2009). Ainsi, toutes ces conditions font des zones humides des milieux très diversifiés et variables dans le temps et dans l'espace.

Les zones humides remplissent de nombreuses fonctions, qu'elles soient hydrologiques, biogéochimiques ou écologiques. Elles ont un impact considérable sur les inondations, les débits des cours d'eau, la stabilisation des sédiments, la qualité de l'eau, et la recharge/décharge des eaux souterraines (Bullock and Acreman 1999; Maltby 2009) (Figure II.16). Elles jouent aussi un rôle clé dans les cycles biogéochimiques, en particulier dans le cycle du méthane (CH₄) et celui du dioxyde de carbone (CO₂) (Matthews and Fung 1987; Shindell et al. 2005). Les zones humides exercent ainsi une influence directe sur la dynamique du climat (convention de RAMSAR, 1971). Les zones humides assurent aussi des fonctions écologiques (Figure II.16) puisqu'elles sont des sources de biodiversité, le réservoir de processus biologiques complexes, (Keddy et al. 2009), et jouent un rôle crucial dans l'accomplissement du cycle de vie de nombreuses espèces faunistiques et floristiques (Hey and Philippi 1995). Elles peuvent ainsi jouer le rôle d'habitats ou de corridors écologiques pour de nombreuses espèces.

Malgré la multitude de services écosystémiques offerts par les zones humides, celles-ci font partie des paysages les plus menacés de la planète (Callicott and Frodeman, 2009). En effet, au cours du siècle dernier, la moitié des zones humides de la Terre ont été dégradées et/ou détruites. Ces perturbations sont principalement dues au drainage effectué dans le contexte de l'extension des zones cultivées et urbaines, mais aussi du changement climatique (Murdoch et al. 2000; Mitsch and Gosselink 2007; Maltby 2009). Depuis la reconnaissance de leur intérêt patrimonial et environnemental, les zones humides font l'objet d'une protection juridique à différentes échelles : internationale, communautaire et nationale.

A l'échelle internationale, les zones humides sont protégées par trois mesures : 1) la convention de RAMSAR (1971, qui vise à préserver les fonctions écologiques des zones humides d'importance nationale), 2) l'inscription de certaines zones humides au patrimoine de l'UNESCO (qui considère alors leur valeur universelle et exceptionnelle) et 3) la Convention sur la Diversité Biologique signée en 1992 à Rio (qui vise à la protection et la restauration des ressources en eau). A l'échelle communautaire, les zones humides font l'objet d'une protection indirecte au travers de trois dispositifs : la Directive Cadre sur l'Eau (du 23 octobre 2000 qui impose un retour à un bon état écologique des eaux), le régime de protection Natura 2000 (qui constitue le cadre communautaire de protection juridique des zones humides) et enfin les mesures agro-environnementales (issues de la réforme PAC de 1992, qui vise à maintenir les prairies permanentes sur les zones humides et une exploitation durable de ces milieux). A un niveau national, la loi sur l'eau de 1992 préconise un inventaire des zones

humides en vue de faciliter leur préservation. En outre, depuis 2008, des mesures de protection spécifiques ont été mises en place pour protéger les zones humides du territoire national qui présentent un intérêt fort pour les fonctions hydrologiques, biogéochimiques ou écologiques. Ces mesures sont par exemple la protection des « Zones Humides d'Intérêt Environnemental Particulier » (ZHIEP) ou encore la protection des « Zones Stratégiques pour la Gestion de l'Eau » (ZSGE).

L'identification et la caractérisation des formations végétales constituent, avec la description des critères géomorphologiques, les éléments qui sont nécessaires pour évaluer les fonctions des zones humides et notamment leur fonction écologique. Le terme « identification » renvoie ici à la reconnaissance d'un milieu comme étant humide. Si cette identification est aisée dans certains milieux (comme par exemple l'identification des grandes tourbières), elle l'est moins dans d'autres, comme par exemple les prairies humides. Les zones humides sont ainsi identifiées par des critères tels que la présence d'eau, la présence d'un sol hydromorphe ou d'une végétation hygrophile. Le terme « caractérisation » des zones humides correspond ici à la caractérisation des éléments qui conditionnent son hydrodynamisme à savoir la microtopographie, les formations végétales, les surfaces en eau et le réseau hydrographique. Nous pouvons noter que la caractérisation permet à la fois de délimiter les zones humides mais également d'évaluer leurs fonctions (Rapinel 2012).

Les connaissances de la flore et de la faune de ces milieux sont encore incomplètes, et la compréhension du fonctionnement écologique des zones humides est insuffisante pour en réaliser une évaluation fonctionnelle fiable. Si les grandes zones humides sont globalement bien identifiées (Finlayson et al. 1999; Mitsch and Gosselink 2007), les zones humides de plus petites tailles, « non remarquables » sur le plan de la biodiversité sont, en revanche, encore très peu documentées (Merot et al. 2010; Hubert-Moy and Clement 2014). En raison du manque de connaissances sur la répartition spatiale de la végétation des zones humides, et plus particulièrement sur les zones humides de petites tailles (quelques ha) il est difficile d'évaluer et de développer des méthodes d'évaluation de leurs fonctions et de restauration de ces milieux. Ainsi, l'évaluation fonctionnelle des zones humides nécessite une caractérisation des formations végétales à une échelle fine (1: 10.000) et sur de grandes surfaces. Cependant, la cartographie des formations végétales est habituellement effectuée à l'échelle de quelques hectares à l'aide de relevés phytosociologiques, qui sont généralement spatialement limitées par leur temps de réalisation.

Fonctions hydrologiques



Fonctions biogéochimiques



Fonctions écologiques



Figure II. 16. Illustrations photographiques des fonctions des zones humides (crédit : S. Rapinel)

II.3.2.2. Etude des zones humides à partir des données optiques

Les données de télédétection sont bien souvent utilisées pour identifier les plans d'eau libres et cartographier les types de végétation de manière à délimiter, caractériser et surveiller les zones humides (Hubert-Moy 2006). Ces données permettent en effet de tenir compte des variations inter et intra-annuelles des zones humides via l'acquisition de séries d'images pluri ou multi-temporelles. La cartographie des zones humides est traditionnellement réalisée en utilisant l'interprétation de photographies aériennes ou la classification des données optiques comme par exemple de données SPOT (Töyrä and Pietroniro 2005; Alexandridis et al. 2009) ou d'images Landsat (Civco et al. 2006; MacAlister and Mahaxay 2009). Davranche et al. (2010) ont par exemple utilisé une série de multi-temporelles SPOT-5 pour estimer la superficie des marais couverts de roseaux communs (*Phragmites australis*) et macrophytes submergés. L'analyse d'images issues des capteurs optiques THRS tels que IKONOS ou Quickbird a permis de cartographier la végétation localisée en bordure de cours d'eau (Laba et al. 2008), les tourbières (Dissanska et al. 2009) et la végétation aquatique de plan d'eau (Dogan et al. 2009). Rapinel et al. (2014) ont réalisé une classification hybride (pixel-objet) pour cartographier les formations végétales des zones humides à partir d'une image Wordview. Cependant, nous pouvons noter qu'il est bien souvent difficile de tenir compte de la nature dynamique des zones humides à l'aide de données satellitaires acquises dans le domaine optique (Corcoran et al. 2011). En effet, l'acquisition de ces dernières est limitée aux périodes sans nuages. En outre, dans les zones humides tropicales boisées, les techniques de télédétection passives ne sont pas en mesure de cartographier précisément les types de végétation, car elles ne sont pas capables de détecter l'eau sous un couvert forestier.

Les données hyperspectrales ont également montré leur capacité à discriminer les types de végétation des zones humides en milieu continental (Hubert-Moy et al. 2003) et en milieu littoral (Belluco et al. 2006). Cependant, la résolution spatiale des capteurs hyperspectraux satellitaires est encore aujourd'hui trop faible (de l'ordre de 10 m) et le dispositif à mettre en œuvre pour acquérir ces jeux de données en mode aéroporté est encore assez lourd, ce qui limite leur utilisation sur de larges territoires (Hubert-Moy et al. 2003). Enfin, des études ont été menées pour évaluer le potentiel des données LIDAR pour la cartographie de la végétation des zones humides (Lefsky et al. 2002) et pour la détermination de la microtopographie sous canopée (Töyrä et al. 2003). En fonction des données acquises, la précision altimétrique peut être inférieure au mètre. Néanmoins, les principales limites des données LIDAR sont leur coût d'acquisition très élevé (150 €/ km²) et les phases de prétraitements très importantes. En revanche, des études ont évalué le potentiel du capteur ICESAT qui est embarqué depuis 2003 sur le satellite GLAS (Geoscience Laser Altimeter System) et qui fournit des données LIDAR gratuitement pour estimer les hauteurs forestières de forêts marécageuses tropicales (Lefsky et al. 2002; Betbeder et al. 2014b). Par exemple, Ballhorn et al. (2011) ont utilisé des données ICESat / GLAS pour estimer l'altitude et la hauteur des arbres dans une région de forêt marécageuse de Kalimantan, Bornéo. Diverses estimations de la biomasse des forêts ont pu être extraites à partir de ces données. Nous pouvons cependant noter que si ces études sont pertinentes pour étudier de grandes zones humides homogènes, la résolution spatiale est encore trop faible pour être adaptée à

l'étude des zones humides hétérogènes à des échelles fines. En effet, les impulsions générées par ce capteur dans le spectre du proche-infrarouge conduisent à des empreintes au sol de 70 mètres de diamètre espacées de 170 m, avec un espacement entre deux lignes de passage d'environ 80 km à l'équateur.

II.3.2.3. Etude des zones humides à partir des données radar

Les données RSO offrent une alternative aux images optiques, car elles ne sont pas sensibles aux conditions de visibilité et peuvent être acquises de jour comme de nuit (Ulaby 1990). Ces caractéristiques permettent d'augmenter la fréquence d'acquisition de données, ce qui permet d'envisager un suivi inter et intra annuel des zones humides (Hess et al. 2003; Frappart et al. 2005).

Les capacités de l'imagerie radar pour détecter l'eau libre et donc son opérationnalité pour suivre les inondations dans le temps a été montré (Hess et al. 2003; Frappart et al. 2005). En effet, les étendues d'eau libres sont facilement détectables par l'imagerie RSO, car elles agissent, sans vent, comme un « miroir », le capteur RSO ne recevant aucun signal retour. Il s'agit de la réflexion spéculaire, les surfaces en eau étant caractérisées sur l'image par de faibles coefficients de rétrodiffusion (et ainsi des couleurs très sombres) (Frappart et al. 2005). L'arrivée de nouveaux capteurs à THRS tels que RADARSAT-2 et TerraSAR-X ont permis de développer de nouvelles méthodes adaptées à la cartographie automatisée des petites surfaces en eau des zones humides (Marechal et al. 2012).

En outre, d'autres études ont montré le potentiel des images radar pour classer la végétation des zones humides boisées, le plus souvent sous climat tropical (Touzi et al. 2006; Evans and Costa 2013; Betbeder et al. 2014b). De Grandi et al. (1998) ont par exemple utilisé le capteur JERS-1 en bande L pour cartographier les zones forestières inondées et non inondées à l'échelle régionale dans le bassin du fleuve Congo en Afrique centrale. Hess et al. 2003 ont exploité des images JERS-1 acquises en saison sèche et en saison inondée pour la cartographie de l'inondation des forêts marécageuses de l'Amazonie centrale. Il est maintenant bien connu que les données radar en bande L telles que les images issues des capteurs JERS-1 et ALOS PALSAR sont bien adaptées pour cartographier et surveiller les zones humides boisées denses. En effet, les capteurs RSO, dans certaines longueurs d'onde (L, P), sont capables de pénétrer la canopée forestière pour interagir avec le sol. Ces dernières permettent en effet une meilleure pénétration des flux énergétiques dans la canopée des forêts (lorsque celle-ci n'est pas trop dense) que la bande C (5,3 GHz ; 5,7 cm) par exemple, la longueur d'onde étant supérieure à la taille des feuilles de la canopée (Townsend 2001; Rosenqvist et al. 2002; Hess et al. 2003). L'interaction du signal avec les troncs des arbres et l'eau sous-jacente produit un mécanisme de double rebond permettant de détecter les forêts inondées (Hess et al. 2003) (Figure II.17). Il faut cependant être prudent car un couvert végétal trop dense peut entraîner l'incapacité de la détection de l'eau sous la canopée des forêts.

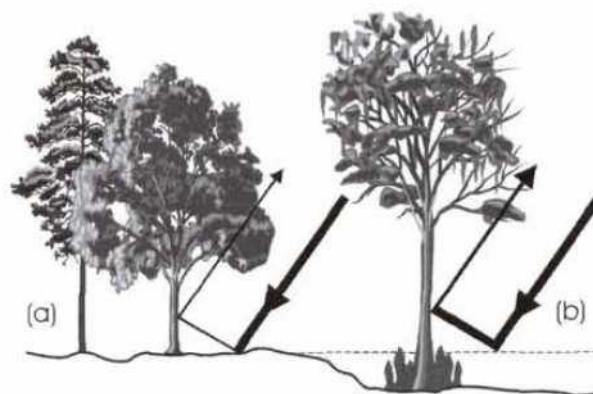


Figure II. 17. Réponse du signal radar en fonction de l'inondation d'un couvert forestier (source : Townsend 2001)

Peu d'études ont été menées dans les zones humides herbacées où les types de végétation sont très difficiles à distinguer en raison de leurs structures similaires (Maltby 2009). La distribution de la végétation dans ce type de zones humides est en grande partie contrôlée par les conditions hydrodynamiques présentes et passées, ce qui permet d'utiliser la durée d'inondation pour identifier les formations végétales. La détection de la végétation herbacée émergente s'effectue de la même manière que l'eau sous couvert forestier, *via* la détection de mécanismes de type double rebond (Figure II.18).

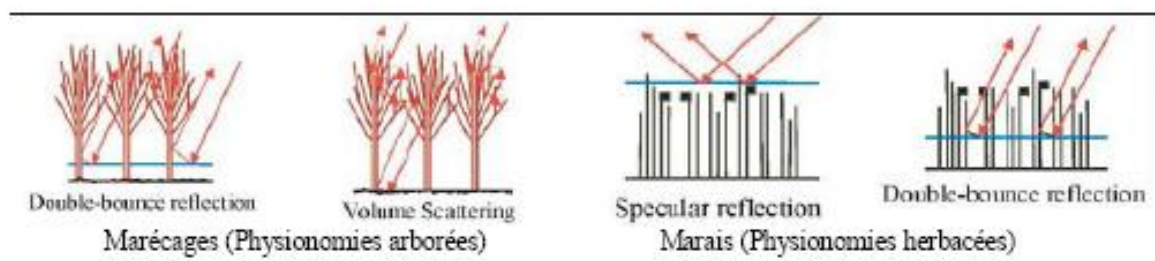


Figure II. 18. Principaux types de mécanismes de rétrodiffusion se produisant sur des types de végétation de zones humides présentant différentes physionomies végétales contrôlées par des durées d'inondation différentes (Parmuchi et al. 2002).

Bien que l'imagerie RSO soit aujourd'hui largement utilisée pour déterminer la saisonnalité des zones inondées, la résolution spatiale des images radar qui ont été exploitées jusqu'à récemment n'était pas suffisante pour délimiter les zones inondées de façon très précise et de ce fait pour cartographier de manière indirecte les formations végétales. L'émergence de nouveaux capteurs RSO à très haute résolution spatiale tels que TerraSAR-X et RADARSAT-2 offrent aujourd'hui de nouvelles possibilités pour la cartographie des durées d'inondation à échelle fine et la détermination indirecte de la répartition spatiale des formations végétales dans ces environnements.

Dans la plupart des études, le coefficient de rétrodiffusion du signal radar est utilisé en polarisation unique (Hess et al. 2003; Frappart et al. 2005), double HH / HV (Takada et al. 2009; Evans and Costa 2013) ou HH / VV (Silva et al. 2008; Dehouck et al. 2011; Schmitt et al. 2012) de manière à discriminer la végétation inondée, l'eau libre et la végétation non inondée dans les zones humides. D'autres études se sont intéressées à l'angle d'incidence qui apporte une information sur la structure des communautés végétales en définissant la part du signal qui est transmise ou atténuée par la canopée (Kasischke et al. 1997). Par exemple, Li et al. (2007), ont réalisé une étude multi-angulaires et ont mis en évidence que les tourbières ombrotrophes ouvertes n'étaient discriminables que pour des angles d'incidence élevés. D'autres études ont démontré que de forts angles d'incidence permettaient une meilleure discrimination des périmètres d'inondation car la pénétration du couvert végétal est plus importante (Adam et al. 1998; Töyrä et al. 2003).

Très peu d'études ont utilisé les données polarimétriques (Brisco et al. 2008; Marechal et al. 2012) ou interférométrie à synthèse d'ouverture (InSAR) (Hong et al. 2010; Poncos et al. 2013) pour la cartographie des zones humides. Néanmoins, les signatures de diffusion polarimétrique peuvent être interprétées pour identifier certaines variables paysagères telles que les caractéristiques hydrologiques qui sont utiles pour cartographier les formations végétales des zones humides. Par exemple, une forêt inondée sera caractérisée par des mécanismes de double rebond (Hess et al. 2003). Cependant, une image RSO acquise en mono-polarisation ne peut pas permettre d'identifier le mécanisme de rétrodiffusion qui se produit sur une surface. A partir de ce type d'image, il est seulement possible d'étudier l'intensité du signal rétrodiffusé qui augmente avec la végétation inondée. Schmitt et al. (2012) ont développé une méthode de détection de changement afin d'identifier la végétation inondée en utilisant des images RADARSAT-2 acquises en polarisation complète. Marechal et al. (2012) ont utilisé l'entropie de Shannon calculée à partir d'images RADARSAT-2 acquises en polarisation complète pour cartographier l'eau libre dans une zone humide. Si les données quad-pol peuvent être utilisées pour identifier plusieurs types de mécanismes polarimétriques, elles ne sont pas facilement disponibles. En effet, la plupart des capteurs RSO tels que TerraSAR-X acquièrent des images dans des modes de polarisation simple ou double. En outre, le mode quad-pol conduit à une empreinte plus petite que le mode double ou simple polarisation, qui n'est pas adapté à la cartographie des types de végétation des milieux humides à une échelle fine.

Ainsi, il serait intéressant d'étudier les capacités des indicateurs polarimétriques et des coefficients de rétrodiffusion dérivés d'images acquises en polarisation double pour la cartographie des zones humides à une échelle fine. Schmitt et al. (2012) ont étudié deux indicateurs polarimétriques, le simple rebond et le double rebond dérivés de données TerraSAR-X (HH+VV et HH-VV) pour distinguer une forêt marécageuse des terres agricoles dans une zone humide en Allemagne du Sud-ouest. Toutefois, la capacité des paramètres polarimétriques dérivés des données acquise en double-polarisation pour différencier les formations végétales des zones humides à une échelle fine en fonction de leur durée d'inondation intra-annuelle est encore inconnue.

Jusqu'à présent, la plupart des études qui visaient à cartographier les types de végétation présents sur les zones humides utilisaient des méthodes de classification dites supervisées (Everitt et al. 2005; Laba et al. 2008), les études les plus récentes privilégiant l'utilisation de classifications orientées objet. Lorsque les études se concentrent sur la détection des changements de la couverture terrestre, généralement deux images sont traitées (Milne and Tapley 2010; Schmitt et al. 2012). Dans le cadre de certaines études s'intéressant plus particulièrement aux processus hydrologiques, un nombre plus élevé d'images est utilisé (Townsend 2001; Schmitt et al. 2012; Marechal et al. 2012), mais étonnamment peu d'entre elles étudient le profil de l'ensemble de la série temporelle d'images qui peut apporter des informations fines sur les changements de physionomie et les degrés d'inondation des structures végétales au cours de l'année. Depuis quelques années, des méthodes de classification ont été développées pour classer des profils temporels dérivés d'images satellitaires (Berndt and Clifford 1994). Comme dans les zones humides il est possible de rencontrer des structures de végétation assez similaires montrant les statuts d'inondations proches, la forme des profils temporels dérivés à partir d'images de télédétection pourrait aider à capturer davantage de détails sur l'état des inondations au cours de l'année et donc de classer les types de formations végétales avec plus de précision. De plus, d'un point de vue opérationnel, il serait utile de déterminer la meilleure combinaison de dates pour la cartographie de la végétation des zones humides à une échelle fine (1: 10 000).

II.3.2.4. Etude des zones humides à partir de l'utilisation combinée de données optiques et radar

Plusieurs études ont porté sur l'utilisation combinée de données radar et optiques pour la cartographie des types de végétation présents dans les zones humides. Dans ces études, le rôle attribué à l'imagerie radar est d'identifier de manière précise la zone inondée au sein des zones humides. Les données optiques sont quant à elles plus souvent utilisées pour distinguer les différents types de végétation présentes (par exemple, Arzandeh and Wang 2002; Li and Chen 2005; Bwangoy et al. 2010; Betbeder et al. 2014b). Li et Chen (2005) ont par exemple démontré le potentiel de la fusion d'images optiques Landsat et radar RADARSAT-1 pour la cartographie des milieux de tourbière au Canada. En milieu herbacé, les types de végétation ont pu être cartographiés avec succès à l'aide d'images haute résolution radar et optique (Hill et al. 2005). Cette étude a souligné que la combinaison de données radar et optiques était plus pertinente pour caractériser la végétation herbacée que l'utilisation seule de données optiques. Cependant, la discrimination des formations végétales à échelle fine dans les zones humides n'est pas toujours aisée. En effet, des confusions spectrales entre les zones humides et les zones sèches peuvent apparaître mais également entre les divers types de milieux humides (Ozesmi and Bauer 2002; Poulin et al. 2002). De plus, certaines études relatent la difficulté d'obtenir des séries temporelles optiques sans nuages à intervalles répétés (Lang et al. 2008). Enfin, si la majorité des études utilisant la fusion de données optiques et radar pour la cartographie des zones humides exploitent les coefficients de rétrodiffusion ou indicateurs de textures dérivés de l'imagerie RSO, peu d'études s'intéressent à la fusion d'indicateurs polarimétriques dérivés de l'imagerie radar.

II.3.3. Les éléments agricoles

II.3.3.1. Généralité sur les éléments agricoles

Depuis quelques décennies, les pratiques agricoles ont profondément évolué sur une partie des surfaces cultivées du globe (FAO, 2014). Dans certaines régions, la réduction de la diversité des cultures, allant parfois jusqu'à la monoculture, traduit, avec l'agrandissement des parcelles et l'usage de fertilisants et de pesticides, une intensification de l'usage des sols (Cassman 1999). Les milieux agricoles fournissent une multitude de services tels que l'approvisionnement en nourriture, en eau, la régulation de certains flux ou encore la pratique récréative (Assessment 2005). Cependant, de nombreuses études ont montré que ces services dépendent de la qualité des milieux, qui dépend elle-même grandement du niveau d'intensification de l'usage des sols (Naidoo et al. 2008; Nelson et al. 2009). Les impacts de l'agriculture intensive sur les interactions terre-atmosphère, les cycles biogéochimiques ou encore la biodiversité via notamment leur rôle de corridors écologiques ont été largement étudiés (Matson et al. 1997; Tilman et al. 2001; Benton et al. 2003; Green et al. 2005; Hendrickx et al. 2007). Par exemple, les changements de systèmes culturels en Bretagne ont entraîné une forte dégradation de la qualité de l'eau (Cheverry 1998). Ainsi, la gestion des milieux agricoles est aujourd'hui cruciale pour préserver et pérenniser les services qu'ils rendent à la société. Dans ce contexte, la connaissance de la répartition et de l'évolution des cultures à une échelle parcellaire sur de larges surfaces est un facteur clé de la gestion des milieux agricoles (Mc Nairn 2008).

II.3.3.2. Etude de la mosaïque agricole à partir des données optiques

Les images optiques acquises par des capteurs à haute ou très haute résolution spatiale (d'un ordre décimétrique ou métrique) sont couramment utilisées pour cartographier les cultures à l'échelle parcellaire (Guerschman et al. 2003; Turker and Arkan 2005). Comme à certaines périodes de l'année il est très difficile de discriminer les cultures les unes des autres en raison de leur phénologie très proche qui leur confère des caractéristiques spectrales similaires (Corgne 2004), il est le plus souvent nécessaire d'utiliser plusieurs images acquises au cours d'une même année.

L'utilisation de plusieurs images acquises à des dates différentes peut améliorer la discrimination et la caractérisation des cultures. Par exemple, Murakami et al. (2001) ont pu identifier différents types de cultures dans une plaine japonaise à partir d'une série temporelle d'images optiques (SPOT-5). De plus, ils ont réussi à évaluer quels étaient les mois les plus pertinents pour la discrimination de ces types de culture. Plus récemment, El Hajj et al. (2009) et Nguyen et al. (2012), ont décrit à l'aide d'une série multi-temporelle d'images SPOT-5 l'évolution de la culture de canne à sucre sur le territoire de la Réunion et les différents types de culture de riz présents au Vietnam. Ces études ont permis d'identifier les pratiques culturales effectuées sur ces cultures.

Les cultures sont généralement identifiées en utilisant des séries temporelles d'indices de végétation comme le NDVI, mais face aux limites de ces indices (Chapitre 2), des variables

biophysiques sont de plus en plus fréquemment utilisées. Parmi les variables biophysiques dérivées des images optiques utilisées pour étudier les surfaces végétales, le LAI est un bon indicateur du statut agronomique des cultures (Duthoit 2006). Il semble être en effet particulièrement approprié à la description et l'identification des types de culture. Deux autres variables biophysiques sont également couramment utilisées pour étudier les cultures : le FCover (Fraction of cover) et le FAPAR (Fraction of absorbed photosynthetically active radiation). Ces deux variables, bien qu'étant très corrélées au LAI, peuvent être utiles à l'identification et à la caractérisation des cultures.

Les profils temporels de ces variables sont utilisés pour classer la végétation. Pour cela, les méthodes de classification varient selon les auteurs, la plupart des techniques utilisées étant basées sur le pixel (Murakami et al. 2001). Les algorithmes de classification utilisés sont très divers, comprenant des approches supervisées de type SVM (Yang et al. 2011), et des approches non supervisées de type ISODATA (De Bie et al. 2011; Nguyen et al. 2012).

Toutefois, la qualité des images optiques est dépendante des conditions climatiques et spécialement de la couverture nuageuse le jour de la prise de vue. Ceci explique que les séries d'images optiques peuvent être incomplètes et irrégulières, ce qui peut entraver la reconnaissance des cultures quand les lacunes se situent à des dates clé vis-à-vis de la phénologie des cultures. *A contrario*, les données radar ne sont pas dépendantes des conditions atmosphériques et peuvent être acquises de jour comme de nuit.

II.3.3.3. Etude de la mosaïque agricole à partir des données radar

Plusieurs études ont permis d'évaluer l'intérêt du coefficient de rétrodiffusion pour la caractérisation des milieux agricoles. Ferrazzoli (2002) a montré que le blé et l'orge étaient mieux détectés par le coefficient de rétrodiffusion σ° VV que par le coefficient de rétrodiffusion σ° HV. Le coefficient de rétrodiffusion HV a quant à lui été utilisé pour détecter les cultures de maïs (Ferrazzoli 2002). Toutefois, Bargiel (2012) et Ferrazzoli (2002) ont mis en évidence que même en double polarisation, certaines cultures comme le blé et l'orge n'étaient pas discriminables en utilisant uniquement des descripteurs d'intensité, car leurs structures étaient trop proches. Ferrazzoli (2000) et Baghdadi (2009) ont comparé les coefficients de rétrodiffusion issus de différents capteurs TerraSAR-X (bande X, HH), ARSO (bande C, HH VV HV VH), ALOS/PALRSO (bande L, HH VV HV) ; AIRRSO (Bande L, HV) RASAM (bande S, HV) ERS RSO (bande X, HV, VV) RADARSAT-2 (Bande C, HH VV) et JERS-1 (bande L, HH) en double et polarisation complète pour la détection des cultures. Ils ont mis en exergue l'intérêt de la polarisation croisée HV dans la cartographie des milieux agricoles. Ferrazzoli (2001) a ainsi montré que le maïs était mieux identifié par les polarisations HV et VH. Les résultats se sont avérés similaires pour la canne à sucre, dont la structure est proche de celle du maïs (Baghdadi et al. 2009). Baghdadi (2009) a également mis en évidence la relation existant entre la hauteur de végétation (canne à sucre) et le coefficient de rétrodiffusion σ° HV : plus la hauteur des cannes à sucre est haute, plus le signal rétrodiffusé est important, jusqu'à atteindre un certain seuil de saturation (100 cm de

haut). Il est ainsi possible de suivre la croissance des cultures à partir d'images radar jusqu'à une certaine hauteur (saturation du signal dépendant de la longueur d'onde) et de détecter les dates de coupe.

Comme nous l'avons vu précédemment, des variables polarimétriques peuvent être également dérivées des images RSO acquises en double ou polarisation complète afin d'apporter une information supplémentaire sur la structure de la végétation. En effet, ces variables apportent des informations sur le type de mécanisme produit au sol entre le signal et l'objet observé, ce qui permet d'affiner la caractérisation de celui-ci. Par exemple, l'entropie de Cloude et Pottier, qui est un indicateur polarimétrique, a permis de discriminer les zones en eau lors du début de la croissance du riz (forte entropie du fait de la multiplicité des mécanismes présents), des zones sans eau avec un riz largement développé (faible entropie) et des zones en eau libre (Lopez-Sanchez et al. 2011). Cette étude a ainsi montré l'intérêt de l'utilisation de descripteurs polarimétriques pour la cartographie d'une culture. Cependant, malgré le potentiel que représentent les variables polarimétriques, celles-ci sont encore peu utilisées pour la cartographie des cultures, probablement du fait de la lourdeur des prétraitements à mettre en œuvre.

Au-delà de la polarisation, une information très importante dans le domaine de l'imagerie radar est l'angle d'incidence avec lequel les images sont acquises, car ce dernier a une influence directe sur la discrimination des cultures. Bargiel (2010, 2011, 2014), Ferazzoli (2002) et Baghdadi (2008, 2009) ont ainsi montré que les cultures se distinguaient mieux pour des forts angles d'incidence (autour de 40°).

La fréquence du signal envoyé par le capteur a également une incidence sur la discrimination des cultures. Baghdadi (2009) et Ferazzoli (2002) ont montré que les grandes longueurs d'ondes de type L et P distinguent mieux les cultures hautes comme le maïs et la canne à sucre car la pénétration du flux énergétique dans la végétation dans ces longueurs d'onde est plus importante (Ulaby 1990). Cependant, les courtes longueurs d'ondes des bandes C et X discriminent mieux les sols labourés de la végétation, en particulier les cultures basses comme le blé ou l'orge (Ferazzoli 2002). Par ailleurs, des études ont montré que les cultures à larges feuilles comme la betterave se distinguent très bien des cultures à feuilles étroites comme le blé (graminées) en bande X et bande L. La bande X émet à petite fréquence, par conséquent elle transmet des informations fines sur la structure des surfaces, mais ne pénètre pas dans les surfaces végétales comme la bande L. Ainsi, les images TerraSAR-X, qui émettent en bande X et ont une très bonne résolution spectrale (métrique), permettent de détecter différents types de culture (Shang et al. 2011; Bargiel 2014).

A l'instar de ce qui été observé pour l'imagerie optique, l'usage de plusieurs images radar au cours de l'année permet d'améliorer grandement l'identification et la caractérisation de cultures (Ferazzoli 2002). L'utilisation de données multi-temporelles radar a par exemple permis de déterminer précisément les dates de coupe de la canne à sucre (Baghdadi et al. 2009) et les différents stades phénologiques du riz (Lopez-Sanchez et al. 2011). Dans ce cas précis, l'utilisation conjointe de données multi-spectrales issues de l'imagerie optique et de variables polarimétriques a permis de préciser très finement l'état de culture du riz.

II.3.3.4. Etude de la mosaïque agricole à partir de l'utilisation combinée de données optiques et radar

Bien que les données de télédétection optiques sont couramment utilisées depuis plus de trois décennies pour cartographier les cultures et leur évolution sur de larges territoires (El Hajj et al. 2009; Guerif et al. 1996), dans les régions où la dynamique spatio-temporelle des cultures est forte, il est très difficile, voire impossible de réaliser des inventaires des cultures exhaustifs à l'échelle parcellaire à partir de ces seules données. Les inventaires réalisés avec les images de télédétection sont souvent incomplets et imprécis pour deux raisons principales : (1) leur utilisation est limitée à des périodes sans nuage ; (2) l'acquisition d'images n'est pas toujours possible aux dates-clés permettant de discriminer certains types de cultures en fonction de leur stade phénologique (Baghdadi et al. 2009).

Bien que largement sous-exploitées, les images radar offrent une alternative intéressante aux images optiques, puisqu'elles peuvent être acquises avec une couverture nuageuse élevée, de jour comme de nuit. De plus, elles produisent des informations sur la structure de la végétation, car le signal radar peut pénétrer le couvert végétal contrairement au rayonnement solaire incident pour les images optiques (Ulaby 1990). Ainsi, comme les données optiques et radar apportent des informations complémentaires sur la végétation, leur utilisation conjointe devrait améliorer l'identification des cultures. L'utilisation conjointe de données satellitaires radar et optiques a d'ailleurs déjà montré un intérêt certain pour identifier les cultures et les pratiques agricoles à une échelle fine à une date donnée (Ban 2003; Blaes et al. 2005). Or, quand l'objectif est d'identifier toutes les cultures sur un territoire agricole donné, il devient nécessaire d'utiliser des séries temporelles d'images (Schotten et al. 1995 ; Herold and Haack 2002 ; McNairn et al. 2009; Dusseux et al. 2011). Si l'intérêt respectif de séries temporelles d'images optiques (de Bie et al. 2011; Murakami et al. 2001) et radar (Baghdadi et al. 2009) a été évalué, la synergie de ces deux types de séries temporelles l'a rarement été (El Hajj et al. 2009; De Bie et al. 2011). Toutefois Brisco et al. (1989) ont démontré l'intérêt de combiner des images optiques et radar pour classer les cultures contre leur utilisation seule. En effet, le couplage de ces données a permis d'améliorer la classification de 25%. Brisco and Brown (1995) ont quant à eux utilisé 2 images Landsat TM et 4 images RSO acquises lors de la mission airborne C-HH pour classer différents types de cultures au Canada. Ils ont obtenu une précision globale de 85% en utilisant seulement deux images optiques et deux images RSO. Cette précision était plus élevée en comparaison aux classifications utilisant l'ensemble du jeu de données (4 images RSO et 2 images optiques ; précision de 74%), ou deux images optique et une image RSO (précision globale de 79%). Les résultats des classifications obtenus par Schotten et al. (1995) se sont trouvés améliorés lors de l'intégration successive d'images SAR, Les meilleurs résultats étant obtenus avec 8 images RSO (précision globale : 80%). McNairn et al. (2009) ont quant à eux démontré que le l'intégration d'une ou deux images RSO dans une série multi-temporelle optique de plusieurs images permettait d'améliorer les résultats des classifications pour l'ensemble des classes de cultures étudiées. Nous pouvons cependant noter que dans la majorité des études utilisant le couplage d'images optiques et radar pour la classification des cultures, seul le coefficient de rétrodiffusion ou des indicateurs de textures dérivés de ces derniers sont utilisés ; les paramètres polarimétriques n'étant que très peu exploités.

I.4. Cartographie des corridors écologiques à partir de données de télédétection

D'une façon générale, la cartographie des corridors est effectuée en utilisant des jeux de données multi-sources, associant données de télédétection, observations réalisées sur le terrain et bases de données cartographiques diverses. La télédétection constitue une source de données largement utilisée pour identifier et caractériser les réseaux écologiques (Hubert-Moy et al. 2012). En effet, ces jeux de données peuvent être utilisés de façon directe à travers le traitement d'images satellitaires ou via la photo-interprétation de photographies aériennes ou de façon indirecte en utilisant des bases de données constituées à partir d'images satellitaires comme par exemple la base de données Corine Land Cover. Les données de télédétection peuvent ainsi être utilisées pour cartographier les corridors écologiques à différentes échelles. Les images satellitaires à moyenne et haute résolution spatiales telles que les images MODIS ou Landsat peuvent être utilisées pour cartographier les continuités paysagères à une échelle internationale ou régionale et les données à très haute résolution spatiale telle que les données SPOT-5 ou TerraSAR-X peuvent quant-à-elles être utilisées pour cartographier ces continuités à une échelle locale.

A une échelle internationale une étude menée en Amérique Centrale, visait à cartographier le corridor écologique méso-américain qui englobe une partie du Mexique et la plupart des pays d'Amérique Centrale. Un ensemble de données de télédétection multisources a été utilisé dans ce but. La NASA et le CCAD (Central American Commission on Environment and Development) ont initié un programme pour améliorer le suivi et l'analyse des éléments constitutifs de ce grand corridor (Sader et al. 2001). L'objectif était de recenser l'ensemble des puits de biodiversité (dans ce cas les zones protégées, les parcs nationaux) et d'identifier les zones reliant cette mosaïque d'habitats de manière à les préserver. Pour ce faire, des bases de données régionales ont été constituées à partir de séries multitemporelles d'images optiques à moyenne et à haute résolution spatiale (respectivement MODIS et Landsat), radars (JERS-1), et d'inventaires terrain. Dans ce cadre, des cartographies mettant en évidence la fragmentation des zones boisées et des zones humides ont été produites (Muchoney et al. 2000; Hayes et al. 2002).

A une échelle régionale, Hubert-Moy et al. (2012) ont par exemple mené une étude, qui visait à cartographier les corridors écologiques sur la région Bretagne en France. Les éléments agro-naturels stables du paysage ont dans un premier temps été cartographiés à partir de séries temporelles d'images satellitaires optiques à haute et moyenne résolutions spatiales. Les surfaces boisées mais aussi les landes, des fourrés et des prairies permanentes ont été pris en compte en tant qu'éléments agro-naturels, ces derniers n'étant que considérés lors de l'identification des continuités écologiques à une échelle régionale. Dans un second temps, un indice d'agrégation a été appliqué aux différents éléments identifiés de manière à détecter les continuités structurelles dans ce paysage.

A une échelle plus locale, de nombreuses initiatives d'identification des corridors ont été recensées sur tous les continents. En France par exemple, un inventaire des méthodes de

cartographie des corridors a été réalisé par la Fédération des Parcs naturels régionaux de France (Quiblier 2007; Birard 2008). On constate que la cartographie de la trame verte et bleue (TVB) se déroule dans la plupart des régions en trois étapes. La première étape consiste en l'identification des sous trames (ex : milieux forestiers, bocages, prairies humides ou encore milieux littoraux). Ce choix des sous trames dépend à la fois des caractéristiques et des enjeux du territoire étudié mais également des bases de données disponibles. Par exemple, une base de données comme celle de Corine Land Cover ne permettra pas d'étudier la sous trame « prairies humides ». Ainsi la majorité des travaux utilisent des photographies aériennes et des inventaires terrain de manière à identifier ces différents éléments du paysage. La deuxième étape consiste en l'identification des réservoirs de biodiversité. A nouveau plusieurs types de données sont combinées : à savoir les zonages d'inventaires ou de réglementation (comme par exemple Natura 2000, ZNIEFF ou encore forêts protégées), des données de présences d'espèces et/ou d'habitats (par exemple utilisation de bases de données scientifiques), et des données portant sur la qualité des milieux, leur perméabilité (ces données proviennent généralement de modélisation de capacité de déplacement des espèces en fonction du milieu traversé). Nous pouvons noter que cette étape dépend à nouveau des données disponibles au niveau des régions et collectivités. Enfin la troisième étape consiste en l'identification des corridors. Cette étape est réalisée de deux façons en fonction des régions *via* 1) la photo-interprétation de l'occupation des sols puis l'identification des chemins les plus courts qui relient les réservoirs de biodiversité (concerne plus de 60% des SCOT), 2) l'utilisation de méthodes prenant en compte la perméabilité des milieux (généralement intégrées dans des SIG). A des échelles locales et micro-locales (telle que celle des SCOT et PLU), nous pouvons noter que l'utilisation d'images satellitaires pour l'identification des corridors est encore très marginale.

CHAPITRE III. DEMARCHE METHODOLOGIQUE

SOMMAIRE

III.1. Introduction	70
III.2. Première étape : Classification de l'occupation et de l'utilisation des sols.	71
III.3. Deuxième étape : Calcul d'indicateurs paysagers par l'application de métriques paysagères	76
III.3.1. Echelle spatiale des métriques	77
III.3.1.1. Echelle du patch	77
III.3.1.2. Echelle du paysage	78
III.3.1.3. Echelle temporelle	81
III.4. Cartographie des continuités structurelles	81
III.5. Troisième étape : Mise en relation des continuités structurelles avec les modèles espèces (Evaluation de la fonctionnalité des continuités)	84

III.1. Introduction

D'une manière générale, la cartographie des corridors écologiques est réalisée selon trois étapes. La première consiste à cartographier les éléments semi-naturels tels que les zones boisées ou les haies (Vogt et al. 2007). La seconde étape vise à cartographier les corridors écologiques dits structurels *via* par exemple l'application de métriques paysagères (Saura et al. 2011). Enfin, la troisième étape évalue la fonctionnalité de ces corridors *via* leur mise en relation avec des inventaires floristiques ou faunistiques ou encore l'utilisation de modèles espèces (Vuilleumier and Prélaz-Droux 2002). Nous pouvons noter que cette démarche est généralement utilisée pour cartographier les corridors écologiques à des échelles grossières (européenne, nationale ou encore régionale). Or, la mise en application de la TVB s'effectue aujourd'hui à une échelle locale.

La méthodologie générale développée dans le cadre de cette thèse a ainsi pour objectif de cartographier les continuités écologiques à une échelle fine en prenant en compte non plus seulement les surfaces boisées et bocagères mais également les zones humides et la mosaïque des cultures, à partir de données de télédétection spatiale. Nous avons repris la démarche générale employée pour cartographier grossièrement les corridors écologiques sur de grandes étendues et l'avons adaptée à la cartographie des continuités écologiques à échelle fine (Figure III.1). Ainsi, l'application de cette démarche visait dans un premier temps à cartographier les éléments potentiellement constitutifs des continuités écologiques à partir de données de télédétection, ces éléments pouvant appartenir aux continuités de type 1 (éléments semi-naturels), de type 2 (éléments semi-naturels et mosaïque agricole) ou enfin aux continuités de type 3 (mosaïque agricole). Dans un second temps, l'application de cette démarche visait à dériver des indicateurs permettant de caractériser la structure interne des différents éléments du paysage à une échelle fine. Enfin, cette démarche a été appliquée afin d'évaluer le potentiel des indicateurs dérivés des données de télédétection THRS pour la prédiction de la distribution de la biodiversité dans le paysage *via* leur intégration dans des modèles de connectivité.

Ce chapitre détaille les différentes étapes de la démarche méthodologique employée au cours de cette thèse et présente les différents modèles utilisés pour chacune d'entre elles.

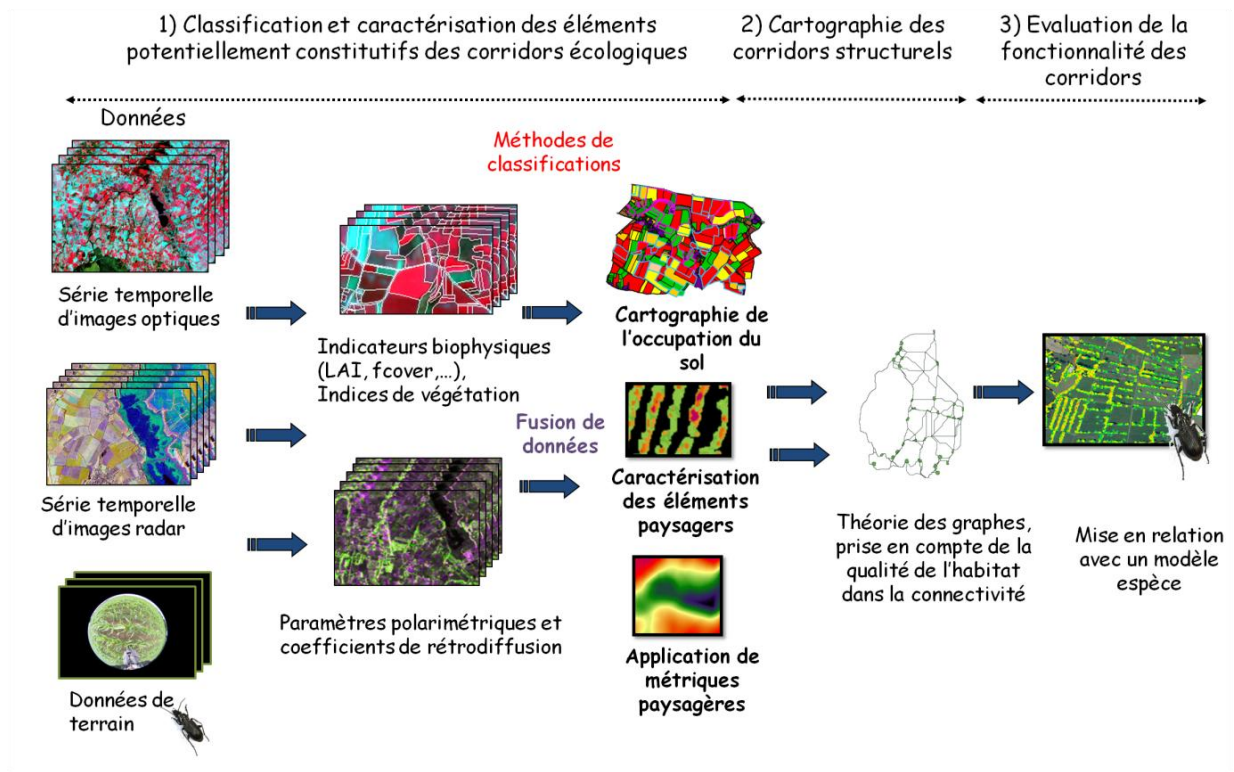


Figure III. 1. Démarche générale adoptée dans le cadre de cette thèse

III.2. Première étape : Classification de l'occupation et de l'utilisation des sols.

La première étape de la méthodologie générale vise à cartographier les éléments potentiellement constitutifs des continuités écologiques à savoir les haies, les zones humides et les cultures à partir d'images satellitaires THRS radar et/ou optiques. La classification de l'occupation des sols à partir de données de télédétection consiste à affecter les pixels d'une image dans des classes.

L'affectation d'un pixel à une classe donnée peut s'effectuer en fonction de sa valeur spectrale exclusivement dans le cas de classifications basées sur le pixel. Afin de cartographier des éléments de petite taille comme par exemple des linéaires bocagers, de nouvelles méthodes ont été développées depuis quelques années par la communauté scientifique. Ces méthodes, nommées classifications orientées objets, permettent de prendre en compte ; en plus des valeurs spectrales des pixels, des d'informations spatiales et/ou de contextualisation dans le processus de classification. Elles sont constituées de deux étapes : 1) la segmentation des images pour regrouper les pixels en objets (Blaschke et al. 2005; Benz et al. 2004) et 2) la classification des objets qui présentent alors des attributs propres, des liens hiérarchiques permettant une analyse contextuelle de l'image (Hay et al. 2003; Ming et al. 2005). Ces méthodes sont tout-à-fait adaptées à la classification d'images satellitaires THRS et plus particulièrement à la détection de petits éléments tels que les haies. En effet, si nous prenons l'exemple d'une haie détectée dans un paysage agricole à partir d'une image

optique, celle-ci présentera des valeurs de réflectance assez proches de celles qui caractérisent une forêt. Ainsi, une analyse contextuelle de l'image comme par exemple une analyse de la forme des objets permettra de discriminer les objets « haies » des objets « forêts ».

La classification de séries temporelles d'images satellitaires THRS s'avère être tout-à-fait appropriée pour la cartographie des différents types de végétation des zones humides à une échelle fine. En effet, comme nous l'avons vu précédemment, les différents types de végétation présents dans les zones humides, notamment les zones humides herbacées, présentent des physionomies assez similaires. Leur répartition spatiale est cependant conditionnée par la durée d'inondation qu'elles subissent. Ainsi, l'étude de profils temporels dérivés d'images radar, à partir desquels il est possible de détecter les différents stades d'inondation, devraient permettre de cartographier les zones humides à une échelle fine. Depuis quelques années, de nouvelles méthodes de classification de séries temporelles d'images telles que les méthodes Support Vecteur Machine ont été développées (Zhang 2001). Ces méthodes sont adaptées à la classification de séries temporelles de très grande dimension (Berndt and Clifford 1994). Les techniques de classification SVM ont été initialement développées afin de définir la meilleure séparation linéaire entre les échantillons d'apprentissage de deux classes. Cependant, les SVM ne se limitent pas à une discrimination linéaire entre deux classes. En effet, un de leurs principaux intérêts est leur capacité à utiliser des séparateurs de type non linéaires *via* l'utilisation de noyaux (comme le noyau Dynamic Time Warping). Ainsi, la classification n'est pas effectuée dans l'espace initial mais dans un espace projeté de dimension infinie qui améliore la séparabilité des classes. D'un point de vue théorique, un espace projeté de dimension très élevée permet une meilleure séparation entre les classes. Dans l'exemple présenté sur la figure III.2., nous cherchons à classer deux groupes de points en dimension une, figurés en bleu et rouge sur une ligne (figure III.2. a.). Dans ce cas, un classificateur linéaire (qui serait alors représenté par un point) n'est pas en mesure de bien séparer ces deux groupes de points. Si en revanche on applique une transformation sur ces points de manière à augmenter le nombre de dimensions de l'espace considéré (nous passons de la dimension une à la dimension deux en appliquant une fonction carrée) (figure III.2. b), il apparaît plus facile de trouver une séparation linéaire (ligne noire) entre les deux classes. En présence de données complexes, la même idée est appliquée en utilisant une projection dans des espaces de très grande dimension.

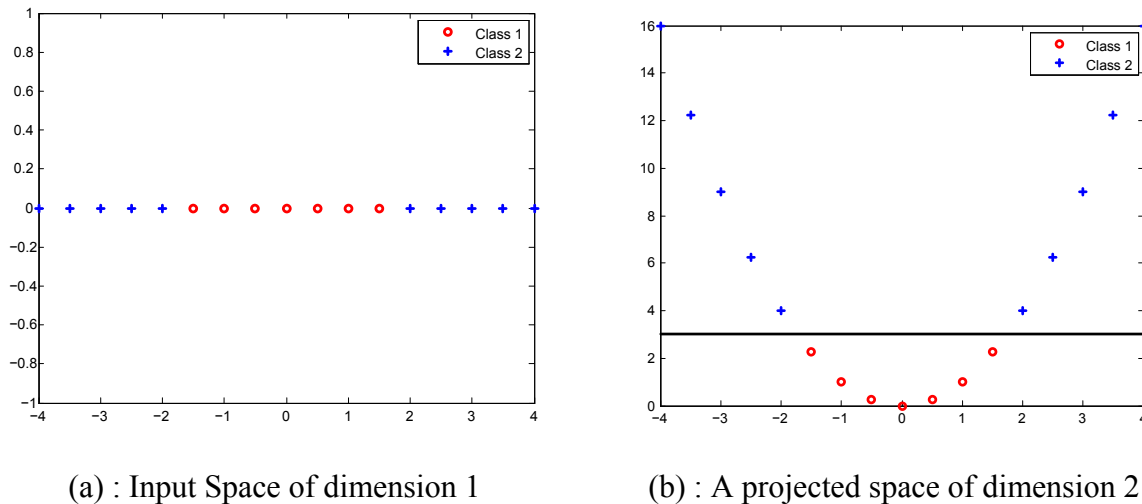


Figure III. 2. Illustration de l'intérêt de la projection des données dans un espace de dimension plus grand pour faciliter leur classification. (a): L'objectif est de séparer deux classes de points (bleus et rouges) contenus dans un espace de dimension 1. Une séparation linéaire n'est pas possible dans ce cas. En augmentant le nombre de dimensions (cas (b)) une séparation linéaire est alors possible.

Cependant, en pratique, les temps de calcul associés à ce type de classification sont extrêmement longs lorsque l'espace est de grande dimension. Par conséquent, au lieu de définir la fonction complète pour réaliser la transformation, seul le produit scalaire (c'est-à-dire le noyau), qui permet une comparaison entre les données dans l'espace, doit être identifié. Les comparaisons entre les valeurs des points composant l'échantillon d'entraînement sont définies à l'aide des fonctions du noyau et de la meilleure séparation, c'est-à-dire du plus grand écart entre deux classes, utilisé comme un discriminateur linéaire. Les éléments à classer sont ensuite comparés dans cet espace. L'appartenance à l'une ou l'autre des classes est déterminée par la position du point par rapport au séparateur. Plus le point est loin du séparateur, plus l'appartenance à l'une ou l'autre des classes est fiable. Si le point est proche du séparateur, alors il y aura au contraire une forte incertitude sur l'appartenance à une classe donnée. Le noyau des techniques de classification SVM peut être modifié et adapté au jeu de données. Il est par exemple possible d'utiliser des noyaux de type linéaire (un noyau linéaire correspond au produit scalaire plus une constante), polynômiaux (un noyau polynomial est un noyau linéaire associé à une puissance d qui doit être paramétrée), gaussien (un noyau gaussien correspond à un espace de dimension infinie – c'est à dire espace de Hilbert à noyau autoreproduisant- et qui est paramétré par l'écart type de la fonction gaussienne), gaussienne-DTW (Gaussian Dynamic Time Warping est un noyau gaussien, où la norme l_2 est modifiée par le critère de «déformation temporelle dynamique» qui est adapté à la comparaison de séries temporelles (Berndt and Clifford 1994)), et la gaussienne-GAK (Gaussian- Global Alignment Kernel est une gaussienne DTW hormis le fait que le critère de la série chronologique est basée sur le «Global Alignment Kernels» (Cuturi 2011)). Les deux derniers noyaux sont basés sur des mesures adaptées aux séries chronologiques. DTW, qui est le plus populaire, a été introduit il y a une trentaine d'années. Même si DTW fonctionne de manière efficace, il ne s'agit pas d'une vraie distance dans le sens où il ne respecte pas nécessairement l'inégalité triangulaire que toute distance D doit suivre:

$D(A, B) \leq D(A, C) + D(C, B)$. DTW n'est donc pas optimal lorsqu'il est intégré dans un noyau. Pour cette raison, des critères alternatifs basés sur DTW ont été proposés comme le critère GAK qui est similaire à DTW mais qui respecte l'inégalité triangulaire.

Enfin concernant la cartographie des cultures, nous avons vu que la synergie entre images optiques et radar devrait être très prometteuse dans ce domaine d'application. En effet, aux vues de la complémentarité des images optiques et radar, il devrait être possible de cartographier les cultures à échelle fine, en distinguant par exemple différents types de céréales comme l'orge et le blé en exploitant les deux types de données. Se pose alors la question de la méthode de fusion à appliquer pour pouvoir utiliser ces données hétérogènes de façon conjointe. La fusion est une technique couramment utilisée en télédétection pour combiner plusieurs sources d'information et maximiser l'information apportée par chacune de ces sources (Yager et al. 1994). Le principe de la fusion de données peut être décrit comme «l'utilisation conjointe d'informations hétérogènes pour l'aide à la prise de décision» (Bloch and Maitre 1994). L'idée est donc d'utiliser des données complémentaires afin de maximiser la fiabilité d'une information. En effet, il est souvent nécessaire d'associer des informations complémentaires à une information unique, souvent limitative, afin de rejeter, de confirmer ou de créer une nouvelle décision (Germain et al. 2004). Habituellement, la fusion de données de télédétection s'effectue entre des données satellitaires et d'autres types de données comme par exemple des données d'experts ou des données générées par des Systèmes d'Information Géographique (El Hajj et al. 2009 ; De Bie et al. 2011). La complémentarité entre des images optiques et radar s'avère être adéquate pour la fusion d'informations (Riedel et al. 2008). En effet, en imagerie optique, l'information dépend des propriétés de réflectance, alors que le coefficient de rétrodiffusion du radar est principalement déterminé par des paramètres diélectriques et structuraux de la surface choisie. Parmi les différentes méthodes de fusion existantes, les modèles de fusion de type probabiliste s'avèrent les plus pertinents pour la fusion d'informations imprécises et incertaines. La fusion de données basée sur la théorie des évidences de Dempster-Shafer est utilisée pour de multiples applications en télédétection. Dans le cadre de l'amélioration de la classification d'images (Mertikas and Zervakis 2001, Mascle-Le Hégarat et al. 2006), elle préserve les pixels mixtes ou « litigieux » dans une classification jusqu'à une prise de décision finale ce qui permet d'augmenter significativement la précision finale de la classification. Les cartes générées en sortie du modèle de fusion montrent ainsi des classes avec leur niveau de certitude et de plausibilité. La théorie de Dempster-Shafer s'est avérée également pertinente pour la fusion d'images optiques (Corgne 2004) et d'une image optique avec une image radar (Chust et al. 2004).

La théorie des croyances de Dempster-Shafer permet de modéliser l'ignorance et l'information manquante sur un jeu de données. C'est une généralisation de l'inférence bayésienne (Dempster 1968 ; Shafer 1976 ; Dezer 2003). Elle représente explicitement l'incertitude d'un événement. Elle suppose tout d'abord un ensemble de définitions ou d'hypothèses pour un problème traité (ici l'appartenance à une classe donnée), appelé « cadre de discernement theta » θ :

$$\theta_i = \{\theta_1, \theta_2, \theta_3, \dots, \theta_n\} \quad (\text{III.1})$$

Ce cadre de discernement contient toutes les solutions ou hypothèses θ_i possibles pour le problème posé. N est alors le nombre total d'hypothèses. Dans le cas de l'utilisation de cette fusion pour la cartographie des cultures, les hypothèses correspondent à l'appartenance à une classe voulue. Si par exemple 3 types de cultures sont à discriminer, il y aura 3 hypothèses.

Le raisonnement porte alors sur l'ensemble des sous-ensembles de θ , appelé « power-set » ($=2^\theta$). Ce power-set comprend ainsi toutes les combinaisons, ou propositions possibles entre les différentes hypothèses. L'union entre deux hypothèses représente le consensus disjonctif (U), soit l'incertitude entre les deux hypothèses. Dans un cas comprenant trois hypothèses (A, B et C), le power-set est représenté selon la figure III.3 :

$$2^\theta = \{A, B, C, A \cup B, A \cup C, B \cup C, A \cup B \cup C, \emptyset\}$$

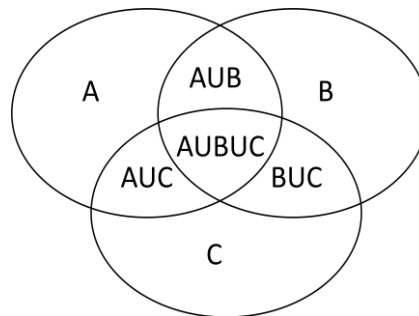


Figure III. 3. Power-set pour un cadre de discernement de trois hypothèses (A, B, C)

Le cadre de discernement posé, la théorie de Dempster-Shafer comprend trois grandes étapes :

1) La définition des fonctions de masses élémentaires (m).

Elles expriment un degré de confiance pour chaque élément du power-set, excepté l'ensemble vide. La somme de toutes les fonctions de masses doit être égale à 1.

2) La fusion des informations selon la règle de Dempster-Shafer.

Cette règle est associative et permet d'intégrer plusieurs sources d'information. Symbolisée par un \oplus , elle combine deux sources d'information distinctes.

En considérant deux sources d'informations S_1 et S_2 , $m_1(.)$ et $m_2(.)$ sont les jeux de masses élémentaires relatives à S_1 et S_2 . $M(\emptyset) = 0$, et $C \subseteq \theta$, tel que $\forall C \neq \emptyset$:

$$m(C) \equiv [m1 \oplus m2](C) = \frac{\sum_{A \cap B = C} m1(A)m2(B)}{1 - \sum_{A \cap B = \emptyset} m1(A)m2(B)} \quad (\text{III.2})$$

A l'issue de la fusion, on obtient un nouveau jeu de masses élémentaires maximisant les masses d'hypothèses (A, B, C) et minimisant les masses d'incertitudes (AUB, AUC, BUC).

3) La prise de décision.

C'est l'étape finale, et la plus contestée de la théorie. Il existe un grand nombre de critères de décision (Yagger, 1986). Parmi les règles de décision les plus souvent utilisées, se trouvent la croyance (Cr), la plausibilité (Pl) et la probabilité pignistique.

La fonction de croyance totalise toutes les raisons de soutenir une hypothèse (hypothèse plus incertitude). La décision peut se faire en prenant le maximum de croyance, mais elle a donc tendance à surestimer l'appartenance à une classe.

$$Cr(A) = \sum_{B \subseteq A} m(B) \quad (\text{III.3})$$

La fonction de plausibilité ne prend pas en compte l'incertitude. Elle a donc tendance à minimiser l'appartenance à une classe.

$$Cr(A) = \sum_{B \subseteq A} m(B) \quad (\text{III.4})$$

La probabilité pignistique semble la plus appropriée car elle répartit l'incertitude entre toutes les hypothèses.

$$P\{\theta i\} = \sum_{B \subseteq \theta | \theta i \in B} \frac{1}{|B|} m(B) \quad (\text{III.5})$$

III.3. Deuxième étape : Calcul d'indicateurs paysagers par l'application de métriques paysagères

A partir de la cartographie des éléments paysagers potentiellement constitutifs des corridors écologiques, il est possible de calculer de nombreuses métriques permettant de quantifier la structure, l'organisation et la dynamique d'un paysage. Ces métriques peuvent être calculées à

une échelle locale ou à une échelle paysagère. Il s'agit d'une approche quantitative du paysage pouvant traduire différentes notions telles que la fragmentation, la connectivité ou encore l'hétérogénéité. De plus, ces métriques présentent une composante spatiale et une composante temporelle. En effet, si nous prenons le cas de l'hétérogénéité d'un paysage, caractéristique intrinsèque d'un paysage, celle-ci pourra être décrite à un instant t *via* des métriques traduisant sa composition ou son arrangement spatial ou sur plusieurs années *via* des métriques reflétant sa dynamique.

III.3.1. Echelle spatiale des métriques

De nombreuses métriques paysagères ont été développées en écologie du paysage de manière à décrire la structure et l'organisation des paysages (Burel and Baudry 2003). En effet, cette discipline vise à décrire le paysage de manière à comprendre les relations existantes entre les paysages et le fonctionnement écologique. La notion d'échelle d'analyse des paysages est primordiale. Elle permet d'étudier une des caractéristiques principales des paysages, l'hétérogénéité, qui résulte de la nature et de l'organisation des éléments paysagers présents au sein du paysage, de la connectivité de ces derniers mais également de l'échelle spatiale à laquelle le système paysager est étudié. En effet, un élément du paysage homogène à une échelle donnée, comme par exemple une haie ou une parcelle agricole qui présente une structure interne particulière, reflètera des patrons hétérogènes à des échelles plus fines (structure interne à la haie, hétérogénéité spatiale de la culture). De plus, à une échelle paysagère, ce même élément inclus dans une mosaïque paysagère à une échelle plus petite présentera une structure particulière et donc reflètera un autre degré d'hétérogénéité (Figure III. 4).

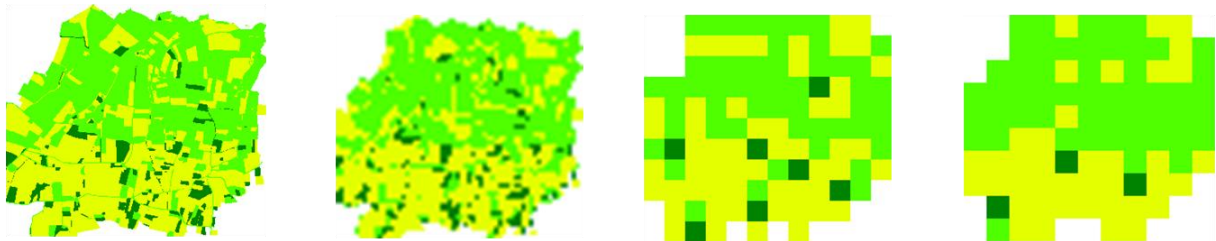


Figure III. 4. Exemple de différents degrés d'hétérogénéité d'un même paysage agricole observé à différentes échelles (J.Baudry).

III.3.1.1. Echelle du patch

Si quelques métriques ont pu être développées à l'échelle du patch afin de comparer les caractéristiques de celui-ci (telle que sa surface) aux caractéristiques moyennes des patches du même type, l'hétérogénéité intra-patch (c'est-à-dire l'hétérogénéité à une échelle très fine) n'est que très rarement prise en compte. En effet, si nous prenons l'exemple d'une parcelle agricole, celle-ci est généralement étudiée de manière homogène, comme une tache unie associée à un code d'occupation du sol. Cependant, à une échelle plus fine cette parcelle apparaît hétérogène (figure III.5). Il est ainsi possible d'observer des différences édaphiques, de semis ou encore de pâturage pouvant influencer la distribution des espèces (Benton et al. 2003).

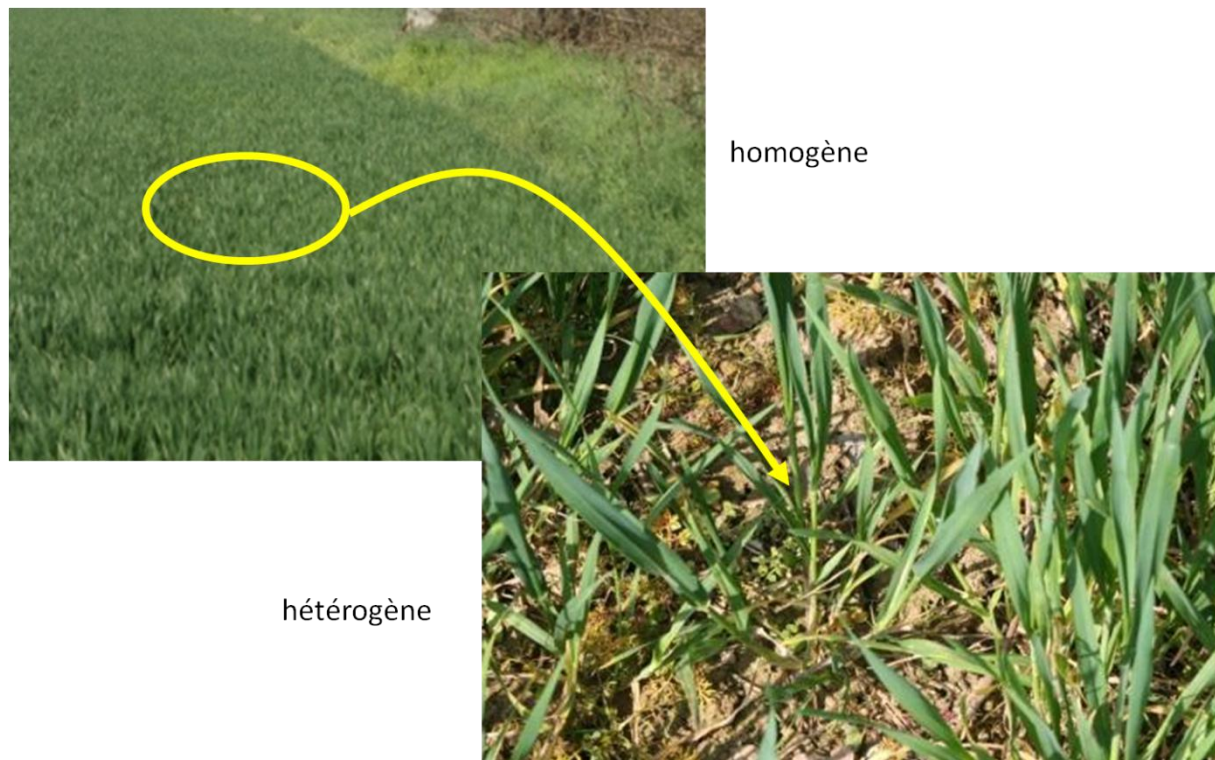


Figure III. 5. Echelles de perception d'une parcelle agricole, à l'échelle de la parcelle photographie du haut et à l'échelle intra-parcellaire (photographie du bas) (Source J. Baudry).

Jusqu'à présent, les cartes permettant d'étudier l'hétérogénéité interne des différents éléments du paysage n'étaient que très peu utilisées en écologie, ceci étant certainement lié à la difficulté d'obtenir des données quantitatives (hauteur de végétation, densité du couvert végétal, taux de fertilisation, ...) exhaustives spatialement. Cependant, avec l'apparition des capteurs THRS, il est devenu possible de dériver des informations quantitatives des données de télédétection, à travers des variables biophysiques et des variables décrivant les structures des surfaces terrestres à échelle fine.

III.3.1.2. Echelle du paysage

A partir de la cartographie de l'occupation du sol dérivée de données de télédétection par exemple, il est également possible de mesurer différentes métriques traduisant la structure des paysages à petite échelle. Un paysage est en effet généralement constitué de plusieurs classes d'occupation du sol. L'agencement et l'organisation spatiale de ces classes dans l'espace détermine la structure des paysages. Cette dernière permet ainsi de représenter des conditions environnementales relativement homogènes à une échelle particulière (Burel and Baudry 2003). Ainsi, un ensemble de paramètres spatiaux peuvent être mesurés tels que :

- La surface totale des différents éléments du paysage ;

- Le nombre de taches (fragments) de chacun de ces éléments,
- Le périmètre des taches (leur contact avec un autre milieu permettant d'étudier les effets lisières) qui augmente, avec l'augmentation du nombre de taches des éléments du paysage, puis diminue lorsque la superficie de ces derniers décroît ;
- Le ratio surface/périmètre, qui est une mesure de l'importance des lisières ;
- Le nombre d'interfaces entre les éléments du paysage qui permet de refléter la disposition spatiale des éléments. Cette notion est importante, en effet, des paysages présentant des compositions en éléments paysager identiques peuvent se différencier de par la disposition de ces éléments (Figure III.6).

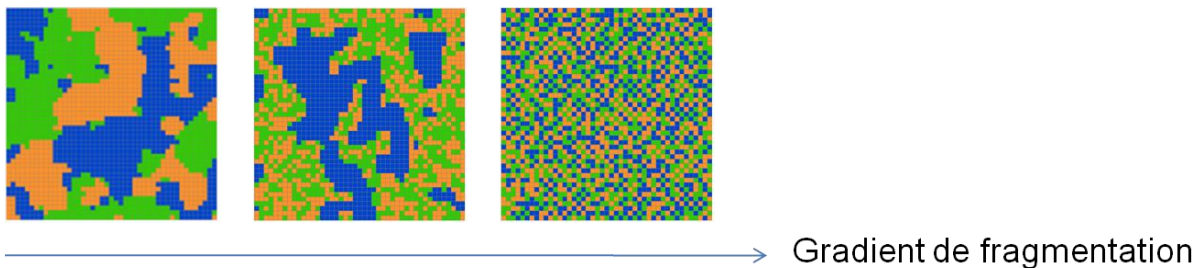


Figure III. 6. Cartes illustrant des organisations spatiales différentes pour une même composition (source : J.Baudry)

- L'hétérogénéité du paysage qui peut se mesurer à l'aide de différentes métriques comme par exemple la métrique d'hétérogénéité développée par Baudry et Burel (Burel and Baudry 2003), dérivée de la formule de Shannon, qui se mesure de la façon suivante :

$$H = - \sum p(i,j) \log p(i,j) \quad (\text{III.7})$$

Où « i » et « j » correspondent à deux pixels adjacents horizontalement et verticalement, appartenant à deux classes différentes. La prise en compte de couples de pixels (i, j) équivaut à une mesure de leur connectivité spatiale, connectivité intra et inter-taches. L'hétérogénéité augmente ainsi avec le nombre de classes d'occupation du sol représentant le paysage mais également avec la complexification de l'arrangement spatial de ces éléments. Ainsi, d'autres métriques d'hétérogénéité peuvent également être utilisées, elles reflètent notamment l'hétérogénéité liée à l'agrégation des taches d'occupation du sol ou encore liée au degré de fragmentation du paysage étudié (Burel and Baudry 2003) (Figure III.7).

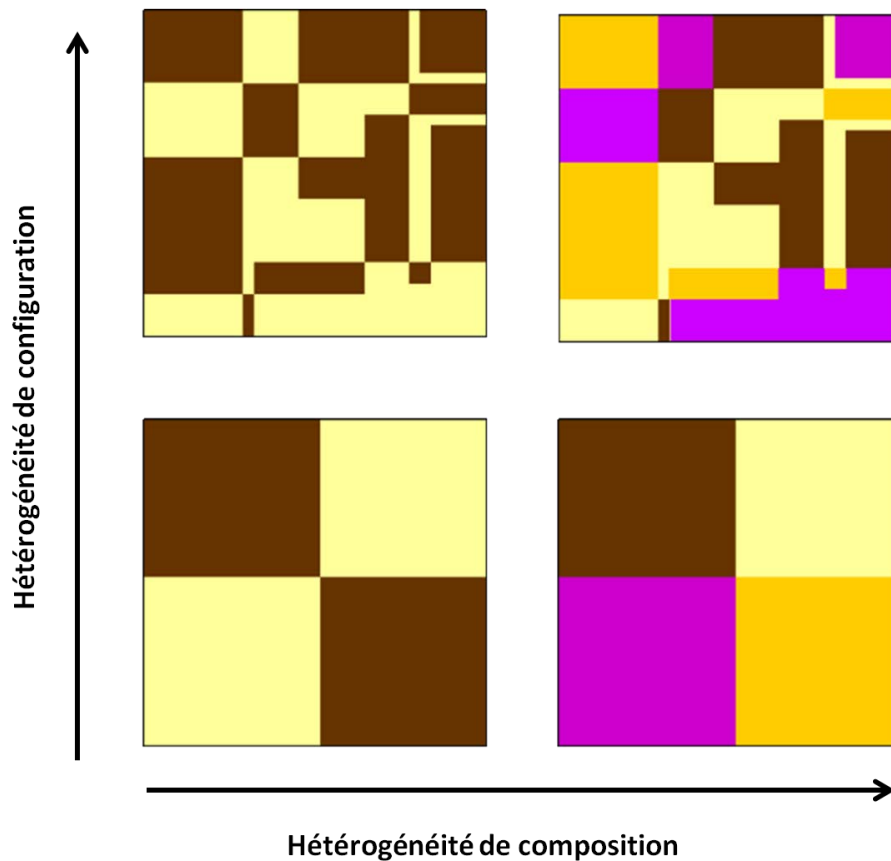


Figure III. 7. Graphique représentant les deux composantes de l'hétérogénéité spatiale : la composition et la configuration. L'hétérogénéité de composition augmente avec une augmentation du nombre ou de l'équitabilité des types de couverts. L'hétérogénéité de configuration augmente avec une augmentation de la complexité de l'organisation spatiale des éléments du paysage (Dufлот 2013 d'après Fahrig et al. 2011).

- Le grain du paysage qui est une mesure du gradient d'ouverture du paysage. Cette métrique permet de décrire des gradients de structures paysagères, allant de structures fermées c'est-à-dire présentant de nombreux petits éléments (grains fins) à des structures ouvertes c'est-à-dire présentant des éléments plus grands (grains grossiers) (tels que définis par Forman and Godron, 1986, et adapté par Vannier et al. 2011 pour les réseaux de haies).

En fonction de l'espèce étudiée et de la question de départ, il faut bien entendu se questionner sur la finesse de la typologie des éléments paysagers à prendre en compte (type de classification des éléments paysager), sur l'étendue du paysage à étudier (quel espace), sur le grain devant être employé (quelle résolution spatiale adopter), et enfin sur la délimitation de ce paysage, en d'autres termes sa forme (carré, ronde, buffer non circulaire). De plus, nous pouvons noter que les métriques paysagères peuvent être calculées à la fois sur l'ensemble du paysage étudié de manière à le quantifier globalement, mais également au sein de fenêtres glissantes, ce qui permet de mettre en évidence des structures spatiales internes à ce même paysage.

III.3.1.3. Echelle temporelle

Si l'analyse spatiale des métriques paysagères calculées à un temps t permet de quantifier et de qualifier un paysage à un instant donné, elle ne permet pas d'étudier leurs dynamiques temporelles. En effet, les paysages évoluent au cours du temps, et ces évolutions ont un impact direct sur la distribution et la dynamique de la biodiversité. Le changement est une caractéristique intrinsèque du paysage. Il peut correspondre à des changements à long terme liés par exemple à des phénomènes géologiques ou encore climatiques, à des changements à moyen terme liés notamment aux pratiques agricoles et aux successions des cultures dans les paysages agricoles, et enfin à des changements à court terme liés par exemple aux rythmes physiologiques des plantes (établissement du feuillage, floraison, chute des feuilles). Il est ainsi intéressant d'étudier les dynamiques intra et inter-annuelles des paysages *via* l'évolution des changements d'occupation et d'utilisation des sols mais également *via* l'étude de la dynamique temporelle des différentes métriques paysagères présentées précédemment.

III.4. Cartographie des continuités structurelles

Différentes méthodes peuvent être utilisées afin d'évaluer la connectivité des éléments agro-naturels stables d'un paysage ou des métriques dérivées de ceux-ci..

La première méthode consiste à mesurer de manière empirique le déplacement d'espèces au sein d'un paysage (Charrier et al. 1997). Par exemple, Charrier et al. (1997) ont réalisé des traçages radio de carabiques forestiers au sein d'un paysage agricole bocager. Les auteurs ont ainsi pu décrire très précisément les mouvements de ces insectes dans différents types d'occupation du sol (différents types de haie, bois et cultures). Ils ont montré que la qualité des haies et donc de l'habitat influe sur les déplacements des insectes et leur survie. Plus un paysage est connecté, plus les flux de populations au sein d'un paysage sont importants. De plus, une haie dite de « bonne qualité » (dense, présentant plusieurs strates) facilite les déplacements de certaines espèces d'insectes et permet ainsi une meilleure connectivité du paysage qu'une haie de moins « bonne qualité ».

Cependant, il est souvent difficile de mesurer les déplacements d'espèces au sein d'un paysage, car il est difficile et coûteux de marquer et de suivre des populations. C'est pourquoi il peut être nécessaire d'estimer la connectivité d'un paysage à l'aide de métriques paysagères. Différentes méthodes ont ainsi été développées de manière à estimer ces dernières (Chetkiewicz et al. 2006). Il existe par exemple les métriques d'incidence qui mesurent l'incidence de chaque patch occupé sur l'ensemble de la population. L'utilisation de ces métriques implique généralement de connaître l'occurrence spatiale de l'espèce pour un grand nombre de taches, ce qui nécessite des données d'entrée précises sur les espèces considérées. Par ailleurs, le modèle de métapopulation à fonction d'incidence (IFM) développé par Hanski (1994) et Hanski et al. (1996), couple la répartition spatiale de l'espèce au sein des patches avec une fonction de dispersion décrivant la diminution de la probabilité de dispersion selon la distance entre patches. L'IFM permet ainsi d'appréhender la capacité d'un paysage à

héberger une métapopulation. Les analyses de chemin de moindre coût, les chemins multiples et la théorie du circuit sont d'autres approches utilisées pour déterminer les corridors de dispersion des espèces et évaluer la connectivité d'un paysage. Elles proposent de déterminer le chemin le plus court et le moins coûteux pour une espèce, pour se déplacer entre deux patches d'habitat selon les propriétés du paysage. De plus, de nouvelles méthodes, basées sur la théorie des graphes (Urban and Keitt 2001) et la disponibilité en habitat favorable (Pascual-Hortal and Saura 2006) ont été récemment développées. Elles sont aujourd'hui couramment utilisées et sont complémentaires.

La théorie des graphes est une méthode issue des réseaux de transports modélisés par informatique. Elle a été appliquée il y a une dizaine d'année à l'écologie du paysage (Urban and Keitt 2001), et est depuis lors communément utilisée par la communauté scientifique. Cette théorie propose de représenter le paysage en un ensemble de patches d'habitats favorables ou « nœuds » reliés entre eux par des éléments continus d'habitat, ou « lignes » (Figure III .8). Cette théorie permet ainsi de modéliser la réalité de façon aisée en disposant d'un nombre réduit de données (une carte de l'occupation du sol par exemple). Cependant, la modélisation du paysage en tant que graphe ne permet pas directement d'estimer la connectivité du paysage dans son ensemble, ou d'un patch en particulier. C'est l'analyse du graphe dérivé de cette méthode qui permet ensuite d'en estimer les caractéristiques, et notamment la connectivité.

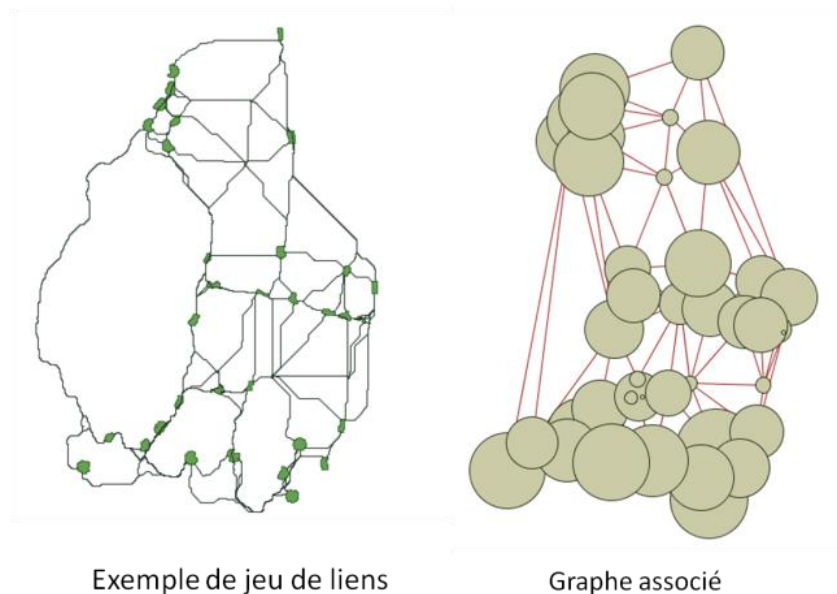


Figure III. 8. Exemple de jeu de lien créé sur un paysage bocager et de son graphe associé

Le concept de la disponibilité en habitat favorable vise à considérer le patch d'habitat comme un espace où la connectivité existe, en mesurant l'habitat disponible dans le paysage à travers une seule métrique intégrant la connectivité au sein du patch (connectivité intra-patch) et entre les différents patches (connectivité inter-patch) (Pascual-Hortal and Saura 2006).

Des indicateurs permettent de combiner la théorie des graphes et la théorie de disponibilité en habitat favorable, de manière à évaluer précisément la connectivité d'un paysage ou d'un ensemble de taches d'habitat. L'indicateur de connectivité le plus utilisé a été

développé par Pascual-Hortal and Saura (2006). Il s'agit de la probabilité de connectivité (PC). L'indice PC, qui est basé sur un modèle de probabilité de connexion, permet de moduler l'intensité de la connexion et de la disponibilité en habitat (Pascual-Hortal and Saura 2006; Saura and Pascual-Hortal 2007). Le deuxième indicateur de connectivité le plus utilisé, l'ICC (Pascual-Hortal and Saura 2006) est basé au contraire sur un modèle binaire de connexion/absence de connexion entre deux patchs). Ces métriques peuvent être calculées sur le paysage global (une valeur par paysage) ou pour chaque patch à l'intérieur d'un paysage (valeur de connectivité locale). Afin d'évaluer la valeur de connectivité pour un patch donné, des variantes des métriques PC et ICC ont été développées. Ce sont les probabilités de flux : pour chaque patch, la connectivité globale (PC ou ICC) est calculée avec, dans un premier temps, la prise en compte du patch étudié puis, dans un second temps, sans le prendre en compte. La variation de la valeur de connectivité entre ces deux cas permet alors d'indiquer la valeur de connectivité du patch voulu (Saura and Rubio 2010). Ces métriques permettent ainsi d'estimer l'influence d'un patch sur le paysage environnant, ainsi que les relations entre les différents patchs voisins.

A l'aide de ces méthodes, des études ont démontré le rôle de la structure spatiale du paysage et de la qualité de la matrice sur la connectivité des habitats (Tischendorf et al. 1998; Ricketts 2001; Bowne and Bowers 2004; O'Brien et al. 2006). Il est donc nécessaire, si l'on veut évaluer correctement la connectivité d'un réseau, de prendre en compte la matrice dans l'estimation de la connectivité. Une des façons de prendre en compte la perméabilité de la matrice est de lui attribuer une résistance, un coût en fonction de sa nature. La distance entre les patchs est pondérée par le coût de passage dans la zone. Ainsi, plus il sera facile de passer pour l'espèce considérée, plus le coût de déplacement sera faible, et inversement. Rayfield et al. (2010) ont montré que les habitats très fragmentés étaient plus sensibles aux variations de perméabilité de la matrice. Ainsi, les chemins de moindres coûts sont dépendants de la perméabilité de la matrice. Baum et al. (2004) ont prouvé que les corridors permettaient une meilleure connectivité lorsqu'ils étaient entourés d'une matrice favorable (à coût de déplacement faible). Adriaensen et al. (2003) ont ainsi proposé de pondérer la distance euclidienne entre différents patchs d'habitat par le coût de déplacement dans la matrice. Chardon et al. (2003) ont alors montré que la connectivité calculée en prenant en compte la perméabilité de la matrice prédisait mieux la répartition de papillons en Belgique que la connectivité calculée sur une distance euclidienne.

Si la qualité de la matrice semble jouer un rôle important sur la connectivité, la qualité des patchs d'habitat eux-mêmes joue un rôle tout aussi important. En effet, de grands patchs d'habitat de « bonne qualité » favorisent la survie et la stabilité des populations présentes et favorisent ainsi l'immigration et l'émigration de ces même populations (vers et depuis le patch). Cependant, très peu d'études ont effectivement testé l'effet de la qualité des patchs sur la connectivité. De même, alors qu'il est aisé pour des logiciels comme Conefor de prendre en compte cette qualité d'habitat dans les modèles de connectivité, peu d'études l'ont effectivement considéré (Schooley and Branch 2011). Toutefois, Visconti and Elkin (2009) et Schooley and Branch (2011) ont montré un effet positif de la qualité de l'habitat sur la connectivité des paysages.

III.5. Troisième étape : Mise en relation des continuités structurelles avec les modèles espèces (Evaluation de la fonctionnalité des continuités)

Quelles que soient les échelles et les démarches privilégiées pour cartographier la connectivité structurelle des éléments du paysage, il apparaît nécessaire d'évaluer l'efficacité des corridors potentiels obtenus d'un point de vue écologique, avec les difficultés inhérentes à cette évaluation. En d'autres termes, une fois les mesures de connectivité obtenues sur les différentes taches d'habitats, il s'avère important d'évaluer le potentiel de ces mesures à expliquer la distribution d'un modèle espèce dans le paysage. A partir des inventaires biologiques, différents types de données peuvent être étudiées comme par exemple l'abondance des individus du groupe taxonomique retenu ou encore la composition spécifique en espèces de celui-ci (reflétant le nombre d'individus de chaque espèce par point de piégeage). Généralement, des méthodes statistiques sont utilisées pour mettre en relation des données biologiques et des variables environnementales. La distribution de l'abondance d'un modèle espèce peut être ainsi modélisée à l'aide de régressions multiples. Lorsque la composition spécifique est étudiée, les analyses multivariées sont plutôt privilégiées.

Les Modèles Linéaires Généralisés (GLM), qui appartiennent à la famille des régressions multiples, peuvent être utilisés de manière à estimer l'abondance de certaines espèces dans le paysage à l'aide de différentes variables explicatives telles que la connectivité d'un paysage. Les GLM sont des modèles usuels qui permettent de modéliser les données de dénombrement. Ces données sont par exemple le nombre d'individus échantillonnés par point de piégeage. L'impact de chaque variable explicative peut alors être mesuré à l'aide du Critère d'Information d'Akaike corrigé (AICc) (plus adapté aux échantillons de petite taille que le Critère d'Information d'Akaike (AIC) (Sugiura 1978)), la significativité étant calculée par un test du χ^2 , au seuil de $\alpha = 0,05$. L'AICc est un critère de sélection de variables couramment utilisé en statistique. Plusieurs critères existent comme par exemple le R^2 , le R^2 ajusté, le Cp de Mallows, l'AIC, le Critère d'Information Bayésien (BIC) ou encore l'AICc. L'AICc est une correction de l'AIC pour des échantillons de petites tailles. Il se définit comme suit :

$$AICc = AIC + \frac{2k(k+1)}{n-k-1} \quad (\text{III.8})$$

$$AIC = -2 * \text{LogLik} + 2 * k \quad (\text{III.9})$$

Où, LogLik représente la log-vraisemblance des paramètres associés aux données, k correspond au nombre de paramètres indépendants dans le modèle et n désigne la taille de l'échantillon.

La distribution des données biologiques suit rarement une loi normale. En effet, les espèces rares étant souvent nombreuses et peu occurrentes, la distribution s'approche plus régulièrement d'une loi de poisson. De plus, dans certains cas, les données d'abondance d'espèces échantillonnées sont dites « surdispersées » (c'est-à-dire que la variance est supérieure à la moyenne). Ainsi pour étudier cette distribution deux solutions sont envisageables : La première consiste à utiliser des GLM de type négative binomiale (Bouche et al. 2009), modèle adapté à ce type de distribution ; la seconde solution consiste à transformer les données biologiques en leur appliquant par exemple une fonction logarithmique ou racine cubique (Legendre and Legendre 2012) pour pouvoir appliquer des méthodes nécessitant une distribution normale. Cette deuxième option permet, à la différence de la première, d'obtenir un pourcentage de variance expliquée : le r^2 ajusté. En effet, une fois les données biologiques transformées, des régressions linéaires multiples sont alors utilisées de manière à étudier le pouvoir explicatif des variables environnementales pour prédire l'abondance des espèces dans le paysage, permettant ainsi le calcul d'un r^2 ajusté.

Il est également intéressant d'identifier le modèle le plus adapté aux données biologiques, en d'autres termes d'identifier quelle est la meilleure combinaison de variables environnementales expliquant le jeu de données biologiques afin d'optimiser la sélection du meilleur biais-variance. Ainsi, il est possible de tester toutes les combinaisons possibles de variables explicatives afin d'identifier le modèle présentant le meilleur compromis biais-variance (le modèle le plus simple et le plus performant). C'est ce qu'on appelle la méthode exhaustive (non envisageable si le nombre de variables environnementales est trop élevé) (Cornillon and Matzner-Lober 2011). Pour ce faire, les AICc et r^2 ajustés peuvent être calculés pour chaque modèle créé et comparés entre eux (Burnham and Anderson 2002). Le modèle présentant l'AICc le plus faible et le r^2 -ajusté le plus fort sera alors retenu. Il est intéressant de noter que le r^2 -ajusté ne peut pas être utilisé comme critère de sélection à lui seul. En effet, celui-ci augmente avec le nombre de variables explicatives, ce critère étant toutefois intéressant lorsque l'objectif est de comparer deux modèles ayant le même nombre de variables explicatives. L'AICc au contraire pénalise les modèles présentant un nombre trop élevé de variables et permet de comparer des modèles présentant un nombre de variables différentes. Il est ainsi intéressant d'associer ces deux critères de sélection. Une fois le modèle optimal sélectionné, il convient de vérifier l'indépendance des points de piégeage géographiques (ou autocorrélation spatiale). Pour ce faire, l'autocorrélation spatiale des résidus peut être testée via l'utilisation d'un indice I de Moran. La significativité des coefficients d'autocorrélation est alors testée contre l'hypothèse nulle d'absence d'arrangement spatial au seuil $\alpha = 0,05$ (Legendre and Legendre 2012).

Enfin, de manière à quantifier le pouvoir prédictif du meilleur modèle sélectionné suite à l'étape précédente, une validation croisée peut être réalisée en utilisant par exemple une méthode de type «leave-one-out» (Hastier et al. 2009). En pratique, tous les échantillons sauf un sont utilisés pour obtenir les paramètres d'une régression multiple. L'échantillon d'abondance qui n'a pas été utilisé lors de la régression précédente est alors prédit en utilisant l'équation dérivée de cette régression. La valeur d'abondance obtenue (valeur prédite) est ensuite comparée à l'abondance réelle observée sur le terrain. Le processus est répété autant

de fois qu'il y a d'échantillons. Ainsi, la robustesse du modèle peut être évaluée en calculant le r^2 dérivé de la régression entre les abondances d'espèces prédites par le modèle et les valeurs observées sur le terrain et l'erreur quadratique moyenne (EQM ou RMSE = Root mean square error) mesurée selon la méthode du « leave-one-out » (différences entre les valeurs prédites et l'abondance mesurée sur le terrain).

D'autres méthodes statistiques doivent être employées pour étudier la distribution des compositions d'espèces dans le paysage. En effet, dans ce cas, l'objectif est de mettre en relation deux matrices : une matrice à expliquer (matrice des espèces) et une matrice de variables explicatives (matrice de variables environnementales). Il est alors possible d'utiliser différentes analyses multivariées telles que l'analyse factorielle multiple, la co-inertie multiple ou encore l'analyse canonique des correspondances (ACC) (Legendre and Legendre 2012). L'ACC est en fait une version canonique de l'analyse factorielle des correspondances (AFC). L'ordination est alors directement influencée par l'action d'un ensemble de variables explicatives. Ainsi, cette méthode cherche la combinaison la plus adéquate de variables explicatives pour expliquer la dispersion de la matrice espèces.

CHAPITRE IV. SITE D'ETUDE ET DONNEES

SOMMAIRE

IV.1. Introduction	88
IV.2. Sites d'études	88
IV.2.1. Sous- sites retenus pour l'étude des continuités bocagères	90
IV.2.2. Sous- site retenu pour l'étude des continuités agricoles et plus particulièrement des zones humides	92
IV.2.3. Sous-site retenu pour l'étude des continuités agricoles et plus particulièrement des cultures	94
IV.3. Les données télédétection	95
IV.3.1. Les images	95
IV.3.2. Les prétraitements	97
IV.3.2.1. Prétraitements des images optiques	97
IV.3.2.2. Prétraitements des images radar	98
a) Extraction des coefficients de rétrodiffusion	98
b) Extraction des paramètres polarimétriques	99
IV.4. Les données de terrain et leur prétraitement	101
IV.4.1. Les données	101
IV.4.2. Les relevés spécifiques au LAI	103
IV.4.3. Les prétraitements	105
IV.5. Les données écologiques et leur prétraitement	106
IV.5.1. Les données	106
IV.5.1.1. Inventaires biologiques pour le bocage	106
IV.5.1.2. Inventaires biologiques pour les cultures	108
IV.5.2. Les prétraitements	108

IV.1. Introduction

L'identification et la caractérisation des continuités écologiques ont été menées dans cette thèse sur la Zone Atelier Armorique (ZAA) « Paysages, Usages, Transferts, Biodiversité ». Ce chapitre expose dans un premier temps les caractéristiques des sites et des « sous-sites » d'étude retenus pour identifier et caractériser les éléments potentiellement constitutifs des continuités écologiques (bocage, zones humides et cultures). Dans un second temps, les données recueillies sur le terrain pour calibrer et valider le traitement des images de télédétection sont présentées. Puis, dans un troisième temps, les inventaires biologiques réalisés dans le cadre de cette thèse pour évaluer la fonctionnalité des corridors écologiques sont détaillés.

IV.2. Sites d'études

La ZAA comprend trois principales entités : Une zone bocagère au niveau du canton de Pleine-Fougères (depuis 1993), les marais du bas-Couesnon (depuis 2006) et l'observatoire urbain de Rennes (depuis 2011). Les recherches menées dans cette thèse sont centrées sur les deux premières de ces trois entités.

Le site d'étude de « Pleine-Fougères » (Figure IV.1) est localisé dans l'ouest de la France, au sud de la Baie du Mont-Saint-Michel, (48° 36' N, 1° 32' W). Couvrant une surface de 9 400 ha, il est caractérisé par un climat océanique tempéré avec des précipitations moyennes de l'ordre de 600 mm / an, la température moyenne étant de 6°C en janvier et de 18,2°C en août. Le paysage agricole de ce site dominé par des systèmes de production de type « polyculture-élevage » est caractérisé par une forte variabilité de structure (taille des parcelles, densité de haies) qui s'explique par les caractéristiques du sol et sous-sol. A la limite nord-est du site, des exploitations de cultures légumières sont implantées sur des sols riches en alluvions ; l'extrême nord-ouest ainsi que la moitié sud présentent des sous-sols de type granitique et le centre des sous-sols de type schisteux sur lesquels sont implantés des prairies et des cultures. Ainsi, la diversité de structure du paysage est organisée le long d'un gradient nord-sud de 15 kilomètres avec un bocage dense au sud présentant des parcelles de petites tailles entourées de haies, le bocage étant beaucoup plus lâche au nord. Les systèmes de cultures et les pratiques de gestion des bordures de champs boisées mises en œuvre par les agriculteurs sont étroitement liés à ce gradient bocager (Thenail 2002; Lotfi et al. 2010). Afin d'étudier ces différentes structures paysagères, trois sous-sites (A, B, et C) présentant respectivement des bocages de type denses, intermédiaires et lâches ont été définis par les chercheurs le long de ce gradient (Site B, Figure IV .1).

Dans sa partie Est, le site de Pleine-Fougères est structuré par la vallée du Couesnon qui englobe une zone de marais d'environ 900 ha. Sur le plan géomorphologique, les marais du bas-Couesnon, milieux remarquables pour leur faune et leur flore (Beaufils and Morel

2008), forment un ensemble homogène de faible altitude (5-10 m) recouvert d'alluvions fluviales et marines. Les aménagements anthropiques du XIX^{ème} siècle, tels que la chenalisation du Couesnon, le drainage et le mode de gestion de chaque commune ont progressivement conduit à une spécification paysagère de chaque marais (Rapinel 2012). Ce site de fait partie des zones protégées NATURA 2000 et RAMSAR (<http://osur.univ-rennes1.fr/za-armorique/page.php?107>). L'activité de recherche sur cette zone humide est principalement consacrée à l'étude de la dynamique des inondations et de ses impacts sur les fonctions de la zone humide.

L'objectif des recherches menées sur la ZAA est d'étudier les relations entre l'évolution des pratiques agricoles, les dynamiques du paysage et les processus écologiques liés à la biodiversité, à la qualité de l'eau et au climat (<http://osur.univ-rennes1.fr/za-armorique/>). Une zone atelier est un dispositif de recherche mis en œuvre pour comprendre les relations entre société et environnement. Les recherches de la ZAA sont orientées vers l'aide à l'action publique. La ZAA, qui fait partie du réseau des zones ateliers mis en œuvre par l'Institut Ecologie et Environnement du CNRS (INEE), est référencée dans les réseaux de recherches écologiques à long terme LTER-Europe (Long Term Ecological Research, lterEurope.net) et ILTER (International Long Term Ecological Research) (Figure IV.1). Les recherches effectuées sur le site de Pleine-Fougères sont menées de façon pluridisciplinaire, en associant écologues, géographes, agronomes, hydrologues, géochimistes, archéologues, sociologues, psychologues. Plus précisément, les objectifs des recherches menées dans la ZAA visent à 1) étudier les relations entre la structure du paysage, l'utilisation des terres agricoles, les processus écologiques et la distribution des espèces animales et végétales ainsi que les fonctionnements biogéochimiques ; 2) étudier l'impact des politiques publiques (plus particulièrement les politiques relatives à l'agriculture et l'agroenvironnement) sur les structures paysagères et les usages des terres ; 3) évaluer l'efficacité de ces politiques publiques sur la protection de la biodiversité. Cette thèse s'insère plus particulièrement dans le premier objectif, puisqu'elle vise à étudier l'impact des relations entre structures paysagères et processus écologiques à partir d'images de télédétection.

Une base de données spatialisée comprenant des cartes et observations sur l'occupation des sols, les pratiques agricoles, la biodiversité, la qualité de l'eau ou encore le climat a été élaborée sur le site de Pleine-Fougères depuis 1993 par les équipes de recherche travaillant sur la ZAA. Régulièrement mises à jour, ces ressources facilitent le développement de recherches pluri-disciplinaires. Cette base a été complétée sur la partie des bas-marais du Couesnon depuis 2006. Ces marais ont fait récemment l'objet d'un diagnostic phyto-écologique et paysager qui a conduit à une caractérisation écologique fine des habitats naturels afin d'évaluer le potentiel d'accueil de l'avifaune (Lanoe 2008).

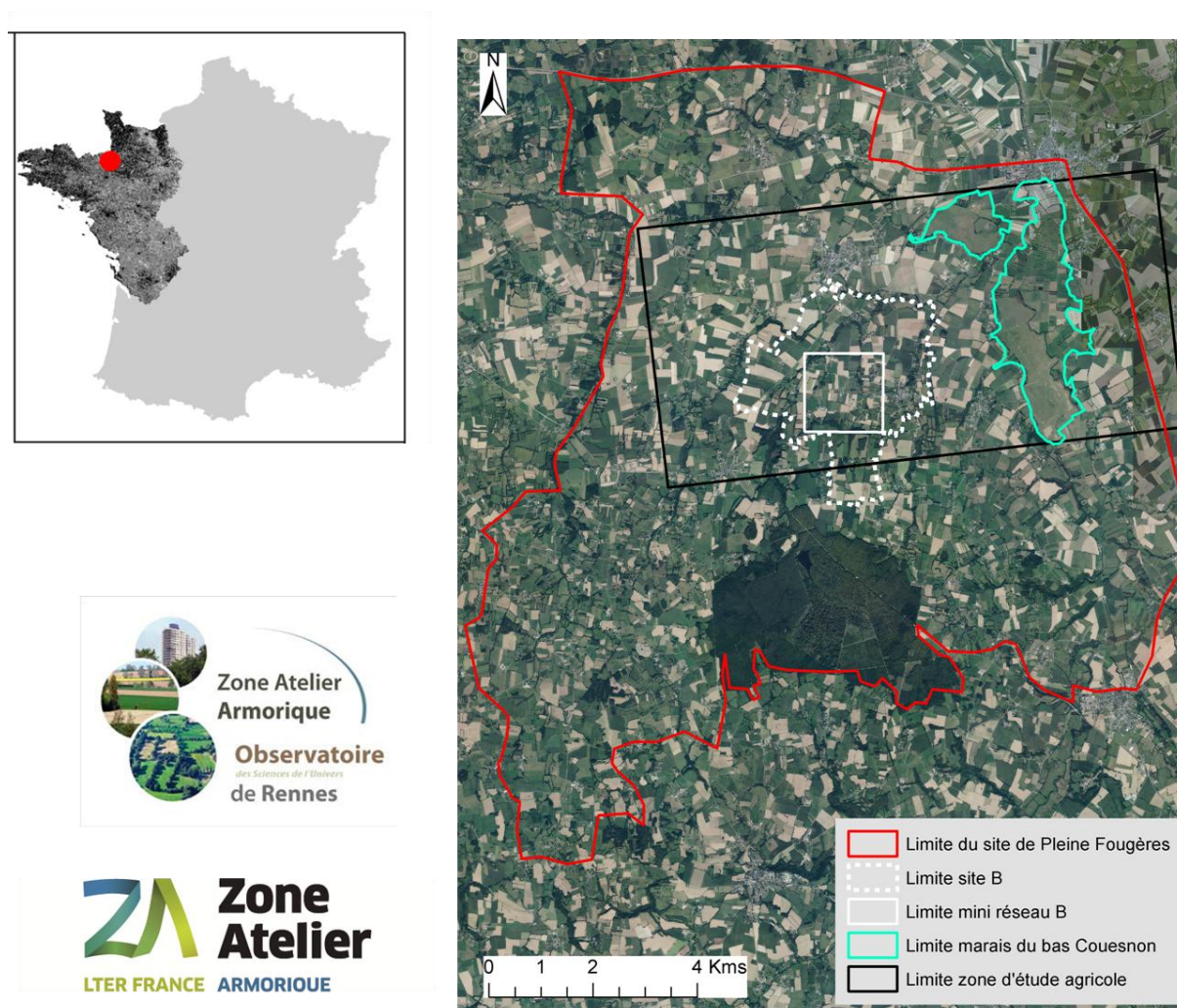


Figure IV. 1. Localisation de la Zone Atelier Armorique et des sous-sites étudiés (sous-sites de « Pleine Fougères » et sous-site du Marais de Sougéal).

Dans le cadre de cette thèse, nous avons étudié différents sous-sites présents sur les sites de « Pleine Fougères » et des marais du bas-Couesnon, le choix de chacun des sous-sites étant effectué en fonction des objets d'étude, à savoir le réseau bocager, les zones humides et les cultures (Figure IV. 1).

IV.2.1. Sous- sites retenus pour l'étude des continuités bocagères

L'étude du bocage en tant qu'élément constitutif des continuités écologiques a été effectuée sur deux sous-sites : le « mini réseau B » et le marais de Boucey, afin de couvrir la diversité des haies bocagères rencontrées sur ce secteur.

Le marais de Boucey fait partie de la plaine inondable de la rivière du Couesnon. Il s'agit d'une zone plane sans espaces boisés, constituée principalement de parcelles agricoles couvertes par des prairies et du maïs. Le pâturage et la fauche sont les deux principales pratiques de gestion réalisées sur les prairies du marais de Boucey. Les parcelles sont

entourées par un réseau de haies très dense. Ce sous-site a été retenu car il offre un réseau de haies présentant des structures très contrastées tout en étant dominé par *Salix sp* (Figure IV.2).

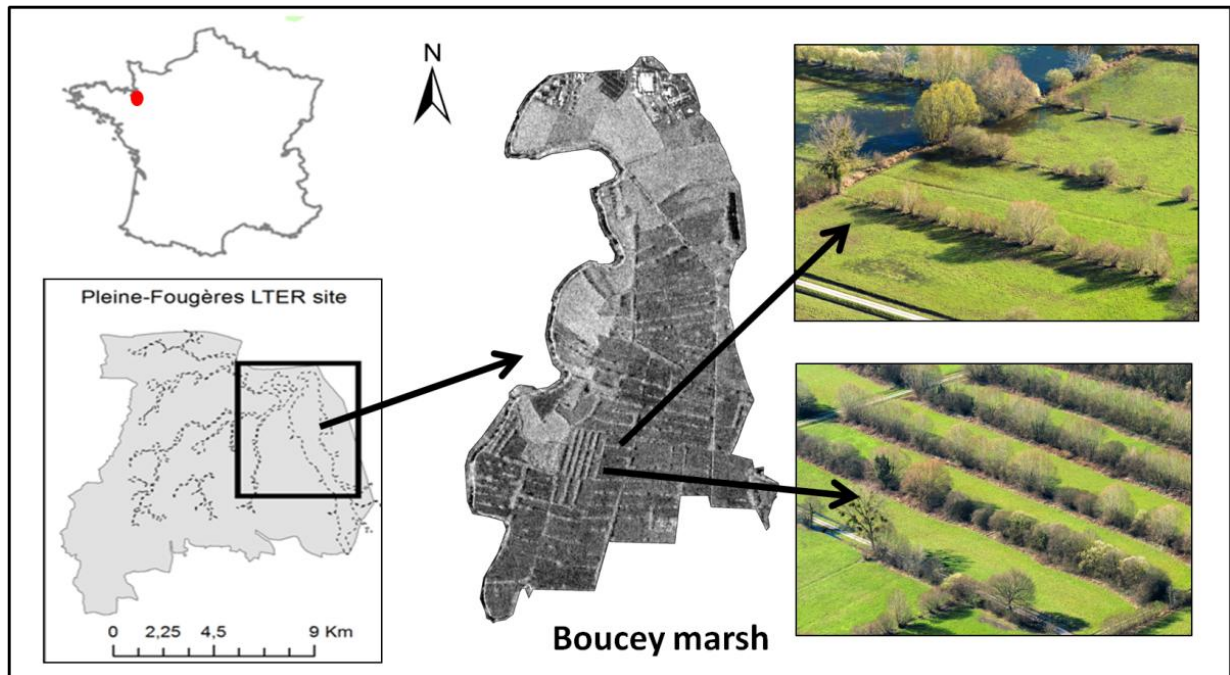


Figure IV. 2. Illustrations de haies localisées sur le sous-site du Marais de Boucey (Site des marais du bas Couesnon) (source : Air Papillon).

Le second sous-site d'étude, le « mini réseau B », est situé au cœur du « site B », l'un des trois « réseaux bocagers » définis le long du gradient bocager Nord-Sud de Pleine Fougères. (Figure IV.3). Ce sous-site présente un réseau de haies qui offre des structures de canopée contrastées liées aux pratiques de gestion agricole (Baudry and Jouin 2003). Les parcelles sont de tailles moyenne à petite (1 ha en moyenne et jusqu'à 10 ha au maximum), la densité du linéaire de haies étant de 74 m/ ha. Les espèces dominantes de ces haies généralement plantées sur des talus, sont *Castanea sativa* et *Quercus robur* (Vannier et al. 2011). Nous avons choisi de retenir ce sous-site, car les haies y sont gérées de façon variées. En outre, de nombreuses études en écologie y sont réalisées depuis plus de vingt ans et tout un protocole expérimental de piégeage d'insectes y est opérationnel.

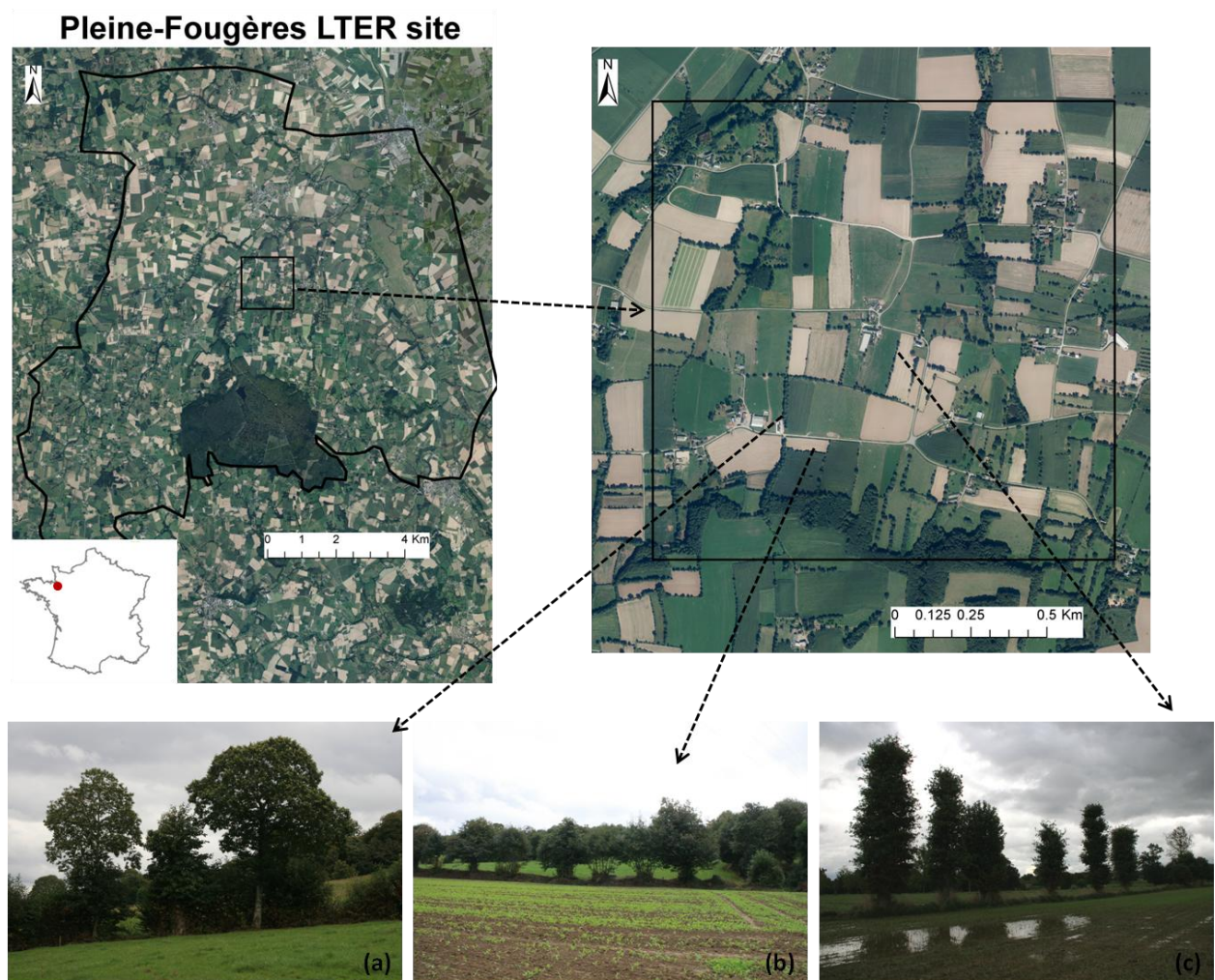


Figure IV. 3. Illustrations de haies localisées sur le sous-site du mini réseau B (site de Pleine-Fougères). Le réseau de haies présente des variations de structure de la canopée avec (a) ou sans (b) strate herbacée et (c) haies émondées.

IV.2.2. Sous- site retenu pour l'étude des continuités agricoles et plus particulièrement des zones humides

La zone humide étudiée dans cette thèse est constituée de plusieurs marais du bas Couesnon : les marais d'Aucey Boucey, le marais de Sougéal et le marais du Mesnil (Figure IV.4). Ce site de 670 ha correspond à une plaine alluviale homogène présentant une faible élévation (± 7 m). Les niveaux d'eau sont gérés par la commune afin d'offrir un habitat adéquat à de nombreuses espèces d'oiseaux aquatiques et de manière à faciliter la reproduction de brochets.

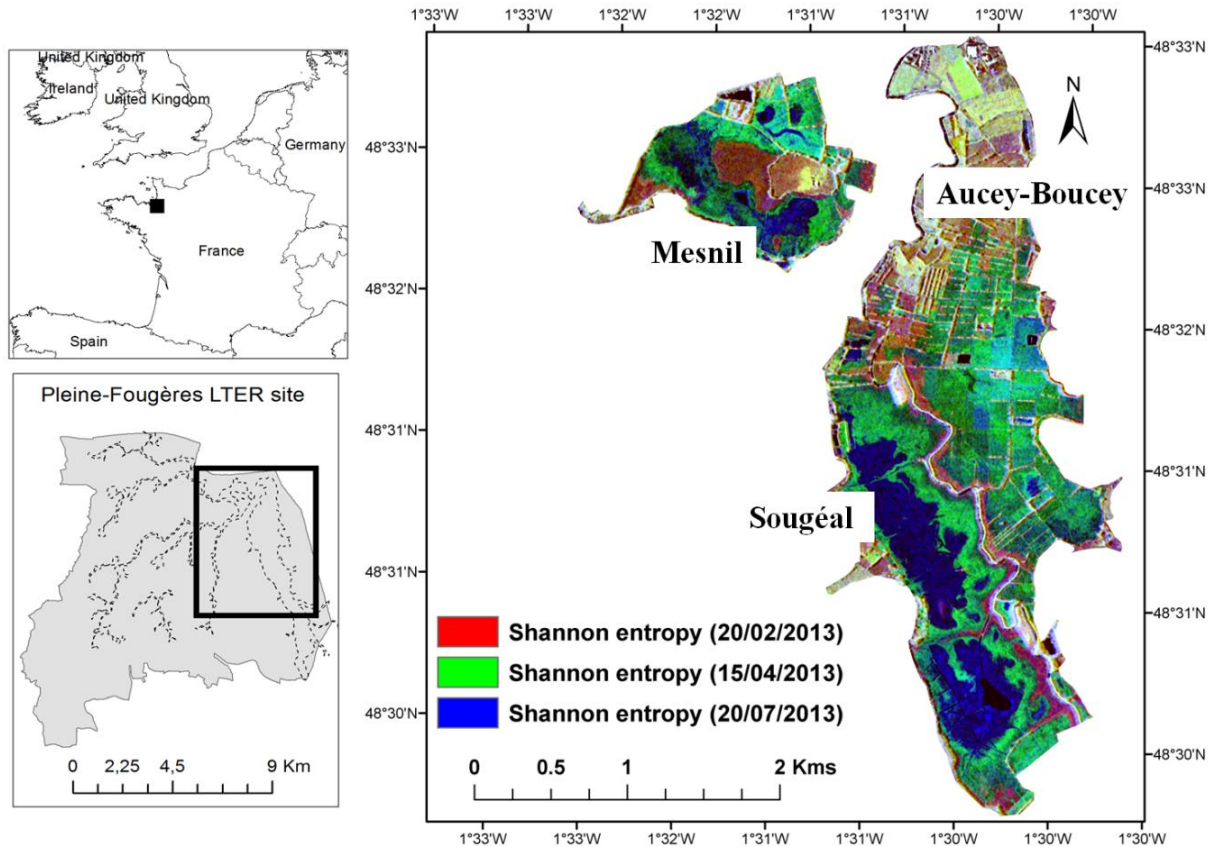


Figure IV. 4. Localisation des sous-sites d'étude retenus au sein du site des marais du bas-Couesnon pour étudier les zones humides

La zone humide est principalement composée de végétation herbacée basse. Les communautés végétales sont structurées selon la durée d'inondation (Figure IV.5), conditionnée elle-même par la gestion des niveaux d'eau et la microtopographie. Les zones les plus longtemps inondées (au moins 3 mois / an) de la zone humide sont couvertes de prairies où l'on peut rencontrer des espèces telles que *Glyceria fluitans*, *Carex hirta*, et *palustris Eleocharis*. Les zones inondées moins de 3 mois par an, qui couvrent les deux tiers du marais, sont composées de prairies hygrophiles et méso-hygrophiles dominées respectivement par *Eleocharis palustris* et *Alopecurus geniculatus*. Enfin, les zones élevées associées au bourrelet alluvial qui longent la rivière principale (le Couesnon) sont composées de prairies mésophiles dominées par *Lolium perenne* (Figure IV. 5).

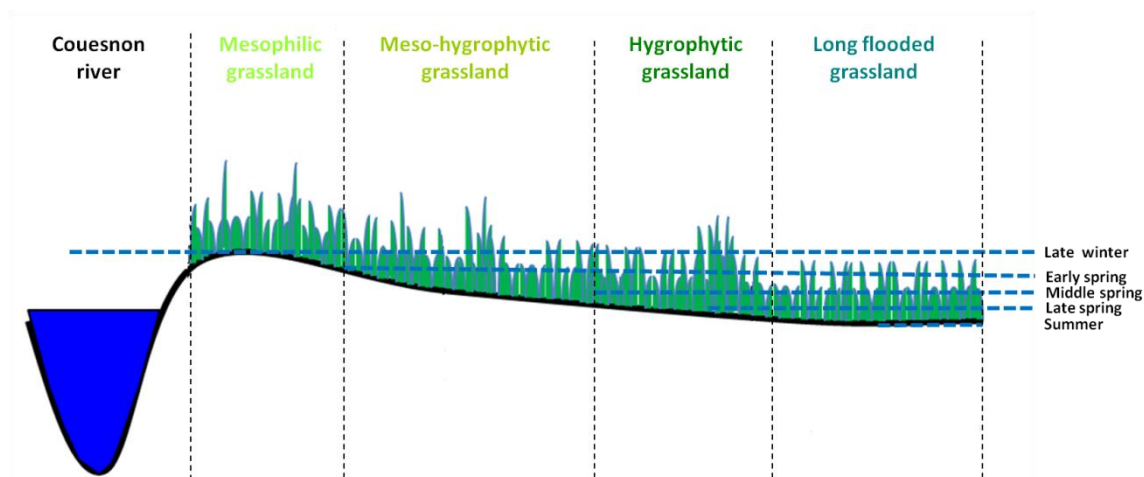


Figure IV. 5. Schéma théorique du gradient d'inondation structurant la distribution spatiale des formations végétales dans une zone humide herbacée.

IV.2.3. Sous-site retenu pour l'étude des continuités agricoles et plus particulièrement des cultures

Le site d'étude retenu pour identifier et caractériser les éléments de la mosaïque agricole potentiellement constitutifs des continuités écologiques est présenté Figure IV.6. Il s'agit d'une zone agricole constituée de parcelles de petite taille (1 ha en moyenne) entourées par un réseau de haies bocagères, dense au Nord (115 m/ha) et plus lâche au Sud (44 m/ha).

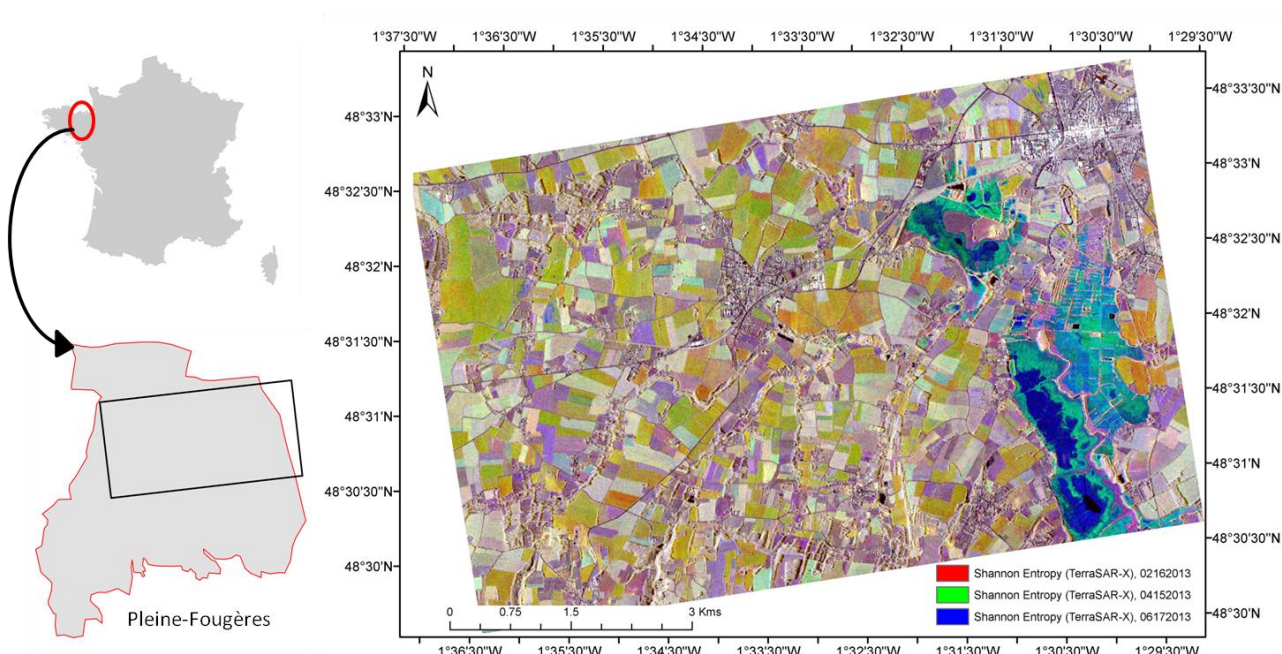


Figure IV. 6. Localisation du sous-site d'étude inclus dans le site de Pleine-Fougères visant à étudier les continuités générées par la mosaïque des cultures.

Les assolements sont principalement constitués de céréales (blé, orge), maïs et prairies, ces dernières étant pâturées et/ou fauchées, en proportion approximativement équivalente. On trouve également ponctuellement des parcelles de colza. Les cycles phénologiques des cultures présentes sur le site d'étude sont représentés dans la figure IV.7.

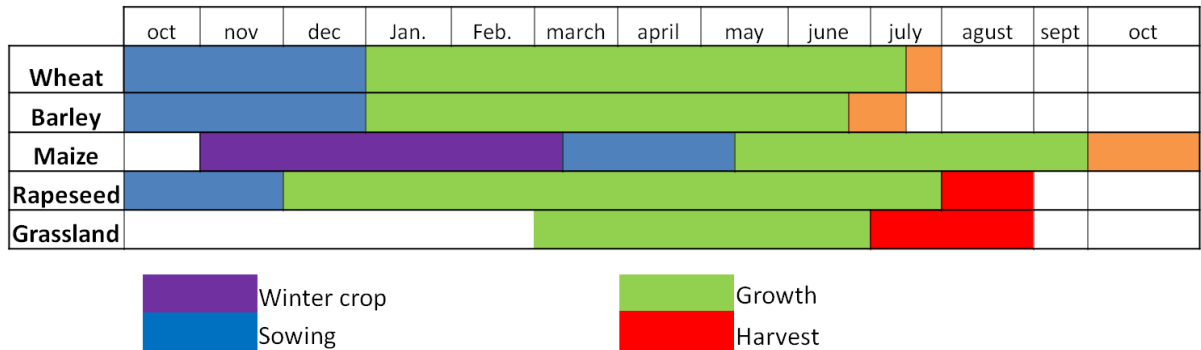


Figure IV. 7. Cycles phénologiques des cultures présentes sur le site de « Pleine Fougères ».

IV.3. Les données télédétection

IV.3.1. Les images

Deux séries temporelles d'images TerraSAR-X à très haute résolution spatiale ont été acquises en 2012 et 2013, en double polarisation (HH et VV) (tableau IV.1). Un angle d'incidence de 37 degrés a été choisi de manière à optimiser la pénétration du flux énergétique dans la végétation. Les deux séries temporelles radar ont été acquises au cours de la période végétative entre Avril et Octobre de façon à couvrir les saisons « sèches » et « humides » de la zone d'étude. La série temporelle acquise en 2012 comporte 6 images, celle acquise en 2013 comporte 8 images.

Table IV. 1. Caractéristiques des images radar

Résolution Spatiale	1,5m X 1,5m	
Résolution azimutale	2.2m	
Polarisation	Double polarisation (HH/VV)	
Mode	Haute résolution spotlight	
Angle d'incidence	(ascendant droit)	
Couverture	5km*10km	
Dates	19-04-2012 30-06-2012 12-07-2012 03-08-2012 15-09-2012 18-10-2012	16/02/2013 10/03/2013 15/04/2013 04/05/2013 20/05/2013 17/06/2013 20/07/2013 20/09/2013

En parallèle, une série temporelle d'images optique SPOT-4 et une image SPOT-5 ont été acquises entre février et septembre 2013 et en septembre 2012. La série de 2013 comprend 4 images enregistrées par le capteur SPOT-4 dans le cadre de l'opération SPOT 4 Take 5 (Tableau IV.2). Cette opération, qui s'inscrit dans le cadre du désorbitage de SPOT-4 par le CNES, avait pour objectif de simuler une série temporelle d'images du futur capteur Sentinelle 2 (CNES/ESA) qui aura une résolution spatiale de 10 m et une résolution temporelle de 2-3 jours.

Table IV. 2. Caractéristiques des images optiques.

Dates	Capteur	Résolution spatiale	Bandes spectrales
11/02/2013 28/03/2013 02/04/2013 06/06/2013	SPOT 4	20m X 20m	B1 (vert) : 0.5-0.59µm B2 (rouge) : 0.61-0.68µm B3 (PIR): 0.78-0.89 µm B4 (MIR):1.58-1.75 µm
30/09/2012	SPOT 5	2.5 m X 2.5 m	B1 (vert): 0.5-0.59 µm B2 (rouge): 0.61-0.68 µm B3 (PIR): 0.78-0.89 µm B4 (MIR):1.58-1.75 µm

Les images ont été acquises de manière à repérer les différents stades phénologiques des cultures : en début d'année au lors des semis (février, mars) ; au printemps à la montaison et pendant le semis du maïs (avril, mai) et en été pendant la croissance et la fauche des cultures (juin, juillet, septembre).

IV.3.2. Les prétraitements

IV.3.2.1. Prétraitements des images optiques

Les images optiques (SPOT-5) ont tout d'abord été calibrées radiométriquement et corrigées des effets de l'atmosphère en appliquant le modèle 5S (Vermote et al. 1997) (Figure IV.8). Elles ont ensuite été corrigées géométriquement et géoréférencées dans le système de projection Lambert 93 (figure IV.8). Les corrections géométriques ont été effectuées à partir de l'orthophotoplan (0,5 m X 0,5 m de résolution) en utilisant une cinquantaine de points de contrôle. La précision de la correction géométrique est inférieure à 1 pixel.

Plusieurs études ayant montré l'intérêt du LAI pour la discrimination des cultures et des prairies (Dusseux et al. 2013) cette variable biophysique a ensuite été dérivée des images SPOT-4 grâce au modèle PROSAIL (Jacquemoud et al. 2009) qui est le résultat du couplage de deux modèles : Prospect qui modélise les propriétés optiques d'une feuille à partir de ses propriétés biochimiques, et SAIL qui permet de calculer des valeurs de réflectance d'un couvert végétal à partir de sa structure. PROSAIL prédit les spectres de réflectance d'un couvert à partir d'un certain nombre de paramètres qui le caractérisent (14 au total, dont le LAI). Le modèle a été inversé pour obtenir les valeurs de LAI, FAPAR et Fcover. Le processus d'inversion se déroule en deux étapes (figure IV.8) : la modélisation directe des réflectances puis l'inversion de celles-ci pour obtenir les variables biophysiques (Bacour et al. 2006 ; Lecerf 2008). Pour réaliser l'inversion du modèle, un réseau de neurones a été utilisé (Bacour et al. 2006). Ainsi, en premier lieu, le modèle de transfert radiatif permet de simuler des valeurs de réflectance en fonction de paramètres biophysiques déterminés au préalable par l'utilisateur (modèle direct). Ces réflectances servent ensuite de bases d'apprentissage au réseau de neurones. En deuxième lieu, les valeurs de réflectances sont inversées en utilisant le réseau de neurones pour estimer les variables biophysiques (modèle indirect). Le modèle a été validé en utilisant des données de mesures LAI réalisées sur le terrain (cf. chapitre IV. section IV.4.2.).

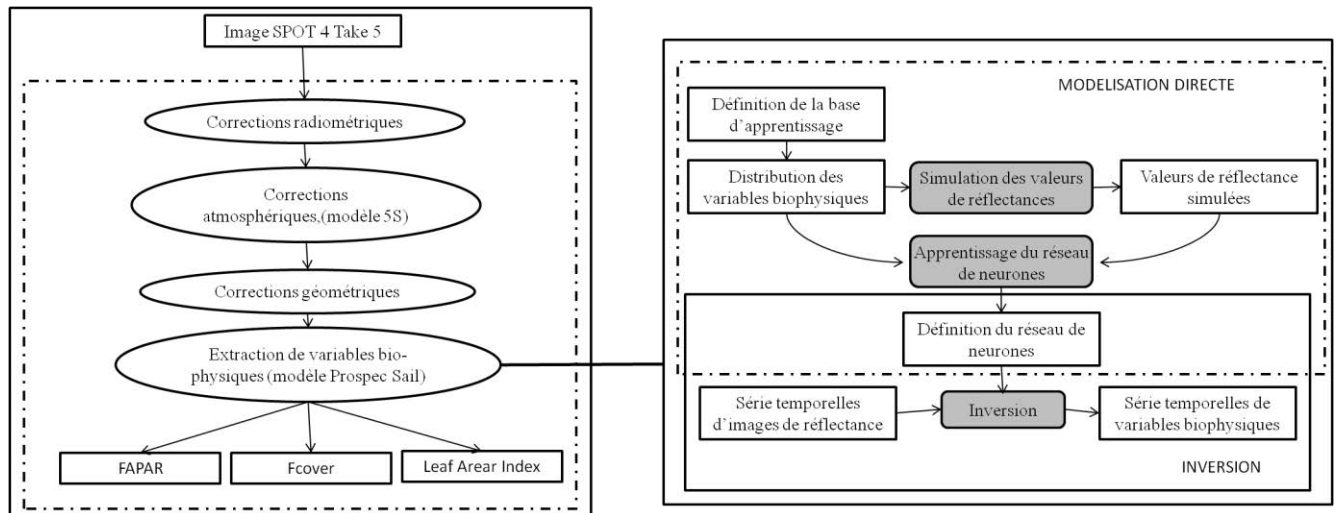


Figure IV. 8. Prétraitement des images optiques et inversion du modèle PROSAIL (d'après Bacour et al. 2003, dans Lecerf 2008).

IV.3.2.2. Prétraitements des images radar

a) Extraction des coefficients de rétrodiffusion

Les images TerraSAR-X ont tout d'abord été calibrées radiométriquement selon l'équation suivante (Fritz 2007):

$$\sigma_{linear}^{\circ} = (Ks \cdot DN^2 - NEBN) \cdot \sin(\Theta) \quad (IV.1)$$

Ks représente la constante d'étalonnage, DN est la valeur numérique de chaque pixel (amplitude du signal de rétrodiffusion), NEBN (Noise Equivalent Beta Naught) correspond au bruit du capteur et Θ est l'angle d'incidence du radar. Cette équation permet de transformer la valeur numérique de chaque pixel en coefficient de rétrodiffusion à une échelle linéaire.

Un filtre de « Lee Refined » (Lee 1981) a ensuite été appliqué à l'aide d'une fenêtre glissante pour réduire le speckle. Ce filtre a été retenu après plusieurs tests réalisés (non présentés ici) utilisant des méthodes de filtrage différentes (BOXCAR 3 X 3, 7 X 7, 11 X 11, Lee 3 X 3, 7 X 7, 11 X 11) car il permet de préserver les détails sur les zones hétérogènes et de moyenner l'information sur les zones homogènes (Lee and Pottier, 2009). La taille de la fenêtre glissante était de 3 x 3 pixels dans le cas de l'évaluation de l'imagerie RSO pour l'étude des bocages de manière à conserver le plus de détails possibles ; et de 7 X 7 pixels dans le cas des zones humides et des cultures (tests préliminaires non présentés ici). Puis, l'image a été géocodée de manière à corriger les déformations topographiques en utilisant le modèle numérique de terrain « Mission Shuttle Radar Topography » (SRTM). Les images ont également été corrigées géométriquement et géoréférencées dans le système Lambert-RGF93 / IGN-69 en utilisant 55 points de contrôle au sol sélectionnés à partir d'un orthophotoplan présentant une résolution de 0,5 m. La précision de la correction géométrique est inférieure à

un pixel (1 m). Les coefficients de rétrodiffusion σ° HH et σ° VV ont ensuite été calculés en décibels (dB) en appliquant l'équation suivante:

$$\sigma^\circ (db) = 10 \log_{10}(\sigma^\circ) \quad (IV.2)$$

b) Extraction des paramètres polarimétriques

La matrice de covariance (C_2) 2×2 a tout d'abord été extraite à partir de la matrice de diffusion S dérivée des images RSO (figure IV.9) en utilisant le logiciel PolSARpro v4.0 (Polarimetric SAR Data Processing and Educational Toolbox) (Pottier and Ferro-Famil 2012). Un filtre de « Lee Refined » a été ensuite appliqué à l'aide d'une fenêtre glissante pour réduire le speckle. La taille de la fenêtre glissante était de 3×3 pixels dans le cas de l'évaluation de l'imagerie RSO pour l'étude des bocages de manière à conserver le plus de détails possibles ; et de 7×7 pixels dans le cas des zones humides et des cultures. Le processus de géocodage dans ce cas est directement appliqué sur les éléments de la matrice C_2 qui sont ainsi indépendants de la phase absolue (Lee and Pottier 2009).

L'entropie de Shannon (SE) a ensuite été calculée à partir de la matrice de covariance. Ce paramètre correspond à la somme de deux contributions relatives à l'intensité et au degré de polarisation. Il se calcule à partir de la matrice 2×2 de covariance C_2 . SE mesure le désordre rencontré dans les images RSO polarimétriques. Chaque pixel des images est défini comme une cible complexe 2D vectorielle \underline{k} qui suit un processus gaussien circulaire 2D avec une moyenne nulle et une matrice de covariance C_2 :

$$P_{C_2}(\underline{k}) = \frac{1}{\pi^2 |C_2|} \exp(\underline{k}^{T*} * C_2^{-1} \underline{k}) \quad (IV.3)$$

Où T^* correspond à la transpose conjuguée.

L'intensité (I_C) et le degré de polarisation (P_C) peuvent être définis à partir de la matrice de covariance moyennée C_2 en utilisant les expressions suivantes:

$$I_C = T_r(C_2) \text{ and } P_C = \sqrt{1 - 4 \frac{|C_2|}{T_r(C_2)^2}} \quad (IV.4)$$

Avec $T_r(.)$ et $|.|$ correspondant respectivement à la trace et au déterminant de la matrice.

L'entropie de Shannon SE est définie par une fonction générale de densité:

$$S|P_c(\underline{k})| = \int P_c(\underline{k}) \log[P_c(\underline{k})] d\underline{k} \quad (\text{IV.5})$$

où $\int(\cdot) d\underline{k}$ correspond à une intégration complexe 2D. Dans le cas d'un processus gaussien circulaire, SE peut être décomposée comme la somme de deux termes : la contribution de l'intensité (SE_I) qui dépend de la puissance totale rétrodiffusée et la contribution polarimétrique (SE_P) qui dépend du degré Barakat de polarisation. En d'autres termes, SE mesure le caractère aléatoire de la diffusion d'un pixel qui peut être dû à la variation de la puissance ou à la variation de polarisation de rétrodiffusion.

$$SE = \log(\pi^2 e^2 |C_2|) = SE_I + SE_P \quad (\text{IV.6})$$

$$SE_I = 2 \log\left(\frac{\pi e I_C}{2}\right) = 2 \log\left(\frac{\pi e T_r(C_2)}{2}\right) \quad (\text{IV.7})$$

$$SE_P = \log(1 - P_C^2) = \log\left(4 \frac{|C_2|}{T_r(C_2)^2}\right) \quad (\text{IV.8})$$

En parallèle, la matrice de covariance (T_2) 2 X 2 a été extraite à partir de la matrice de diffusion S et du vecteur cible de Pauli k_T (Lee and Pottier, 2009):

$$T = \langle k_T * k_T^{T*} \rangle = \begin{bmatrix} \langle (S_{HH} + S_{VV})(S_{HH} + S_{VV})^* \rangle & \langle (S_{HH} + S_{VV})(S_{HH} - S_{VV})^* \rangle \\ \langle (S_{HH} - S_{VV})(S_{HH} + S_{VV})^* \rangle & \langle (S_{HH} - S_{VV})(S_{HH} - S_{VV})^* \rangle \end{bmatrix} \quad (\text{IV.9})$$

Le premier élément de la diagonale $T_{11} |S_{HH} + S_{VV}|^2$ et le second $T_{22} |S_{HH} - S_{VV}|^2$ ont été utilisés pour étudier les mécanismes de simple rebond et double rebond.

Le Span de la matrice S a également été mesuré. Il correspond à la puissance totale diffusée par une cible et se définit par :

$$Span(S) = |S_{hh}|^2 + |S_{vv}|^2 \quad (\text{IV.10})$$

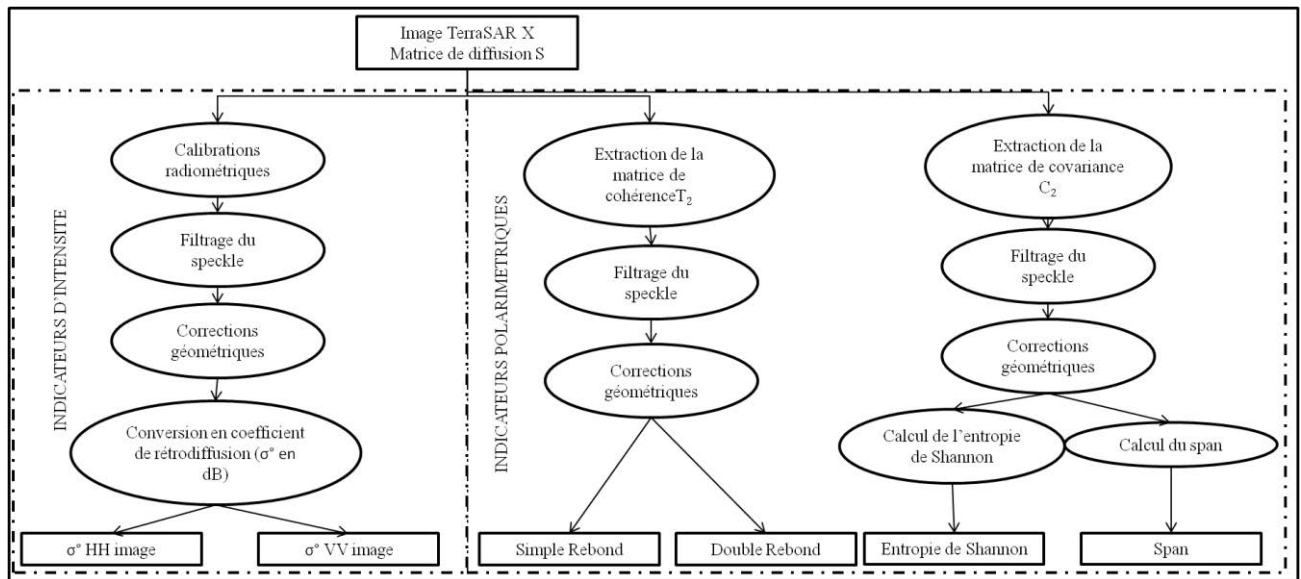


Figure IV. 9. Organigramme des prétraitements réalisés sur les images radar.

IV.4. Les données de terrain et leur prétraitement

IV.4.1. Les données

Dans le cadre de cette thèse, nous avons effectué des relevés lors de chaque acquisition d'image satellitaire sur les différents éléments du paysage potentiellement constitutifs des continuités écologiques, à savoir les haies, les zones humides et les cultures (Figure IV. 10). Deux types de relevés ont été effectués au cours de chaque campagne terrain : d'une part les relevés d'occupation du sol et d'autre part les relevés plus spécifiques correspondant aux mesures de LAI.

Des relevés d'occupation du sol ont été effectués sur plus de 2/3 des parcelles de la zone (Figure IV.10) et les relevés correspondant aux mesures de LAI sur 25 parcelles (1/4 colza, 1/4 blé, 1/4 orge, 1/4 maïs).

Cultures	Sols nus	Marais	Haies
Espèces dominantes	Présence de résidus de culture	Espèces dominantes	Espèces dominantes
Densité pieds/m ²	Pratiques agricole	Hauteur de végétation (cm)	Nombre de strates
Hauteur de végétation (cm)	Rugosité estimée par l'observateur (peu rugueux, rugueux, très rugueux)	Pratique agricoles	Hauteur de chaque strate (cm)
Pratiques agricoles			Photographies hémisphériques pour estimer la densité de canopée
LAI (photographies hémisphériques)	<div style="display: inline-block; width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black; background-color: #d9e1f2; margin-right: 5px;"></div> Relevés ponctuels <div style="display: inline-block; width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black; background-color: #4f81bd; margin-right: 5px; margin-top: 5px;"></div> Relevés sur l'ensemble des parcelles		
Humidité de surface			

Figure IV. 10. Relevés terrain spécifiques aux différents éléments du paysage potentiellement constitutif des continuités écologiques.

Les paramètres suivants ont été renseignés dans chaque parcelle :

- FID (identifiant)
- Date
- Surface (m)
- Périmètre (m)
- Occupation du sol
- Taux de couverture de la végétation (%)
- Etat du couvert (homogène ou hétérogène)
- Hauteur de végétation (m)
- Résidus de cultures (oui/non)
- Pratiques agricoles
- Densité du couvert (faible, moyenne, forte)
- Rugosité des sols (faible, moyenne, forte)

Des relevés ont été effectués au sein des marais du bas Couesnon en 2012 et en 2013. En 2012, 120 points d'observations et de mesures terrain (20 par classe) ont été réalisés à chaque acquisition d'images afin de calibrer et de valider les classifications des images. En 2013, 262 points d'observations (environ 40 par formation végétale) ont été inventoriés (Fig. IV.11). La saturation en eau, la hauteur de la végétation, l'assemblage des espèces végétales et le niveau de pâturage ont été mesurés dans des quadrats de 16 m² (3 X 3 pixels). Les points d'échantillonnage ont été répartis de façon aléatoire sur l'ensemble du site d'étude et géoréférencés à l'aide d'un GPS (précision de ± 5 m).

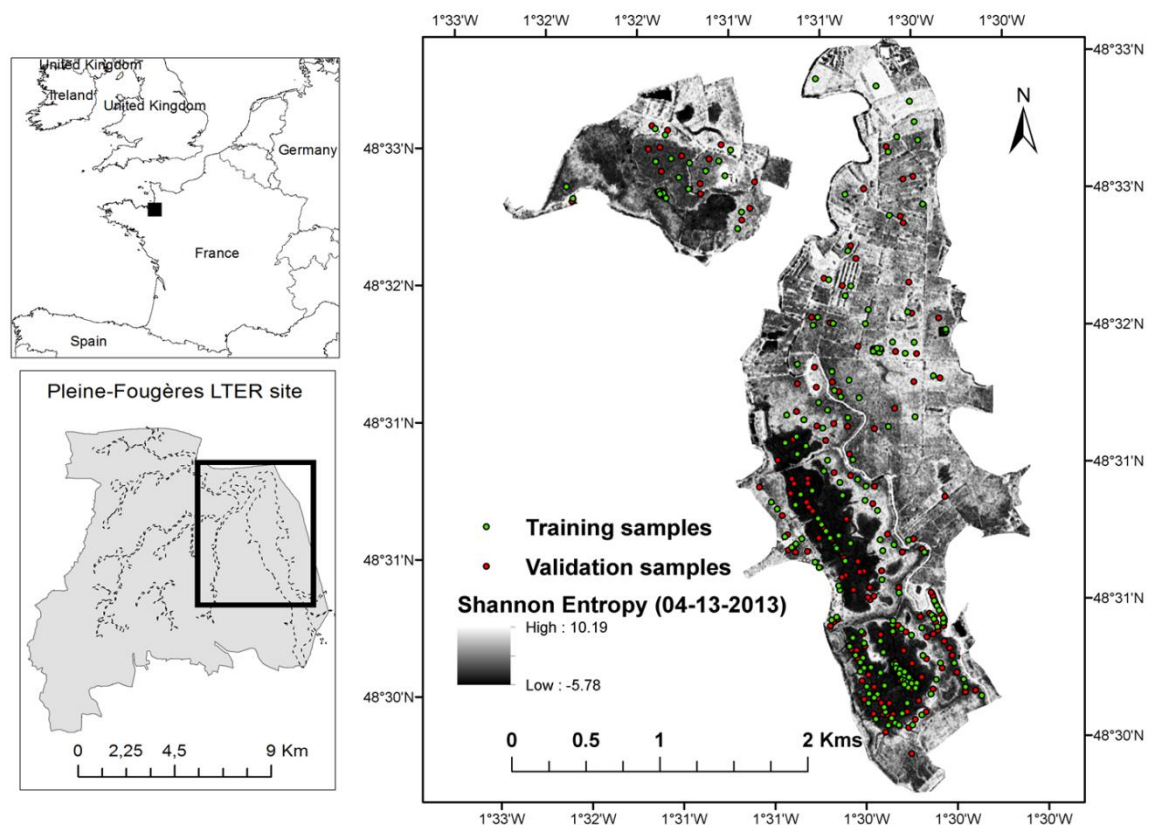


Figure IV. 11. Localisation des relevés effectués sur le site des bas marais du Couesnon en 2013.

IV.4.2. Les relevés spécifiques au LAI

Des campagnes de terrain ont été réalisées spécifiquement pour le LAI de manière à valider le réseau de neurones utilisé dans le cadre du modèle PROSPECT-SAIL qui a été appliqué pour inverser les réflectances des images optiques.

Les méthodes permettant d'estimer le LAI peuvent être regroupées en deux grands types : les méthodes directes et les méthodes indirectes. Une revue détaillée de ces méthodes est présentée dans Jonckheere et al. (2004). La méthode directe permet d'avoir un LAI réel du matériel végétal étudié en mesurant directement la surface de chaque feuille (*S_{Foliaire}*) par planimétrie ou gravimétrie et à diviser celle-ci par la surface au sol (*S_{sol}*). Cependant, cette méthode est souvent lourde à mettre en place, surtout lorsque l'échantillon est constitué d'espèces ligneuses. De plus, sa réalisation implique des prélèvements foliaires, donc la destruction partielle de l'échantillon, ce qui n'est envisageable dans le cas d'une parcelle agricole.

Parmi les méthodes d'estimations indirectes nous avons sélectionné l'estimation du LAI à partir de photographies hémisphériques (Duthoit 2006). Cette méthode est simple à mettre en œuvre et permet d'estimer, en plus du LAI, un indice d'agrégation du feuillage. Les photographies ont été réalisées à l'aide d'un appareil photographique de type Canon EOS 7D muni d'un objectif fisheye circulaire pour capteur APS-C (avec une longueur focale de 10

mm, un angle de vue diagonal de 180° environ et une ouverture minimale F22). La fraction de trou (ouverture de la canopée) est calculée à partir d'une image binaire issue de la photographie où chaque pixel est classé en « trou » ou « végétation ». Les photos peuvent être réalisées par-dessus ou par-dessous le feuillage, ce qui permet de caractériser plus facilement des couverts de cultures en développement par exemple. Plusieurs logiciels sont aujourd'hui disponibles pour calculer la fraction de trou à partir des photographies, et ainsi d'estimer le LAI. Nous avons utilisé le logiciel CAN_EYE (http://www.avignon.inra.fr/can_eye).

Un minimum de 20 photographies hémisphériques ont été prises par parcelle lors de chaque campagne de mesures du LAI, c'est-à-dire le jour du passage du satellite. La distance entre l'appareil et la canopée de la culture était de 45 cm environ pour des blés jeunes et de 70 cm pour des blés matures (Duthoit 2006). Pour le maïs, elle était de 60 cm environ pour les jeunes canopées. Nous avons fait en sorte d'adapter la distance de prise de vue de sorte qu'au moins deux rangées soient visibles sur toutes les photographies (inter et intra-rangs). Pour les canopées de hauteur inférieure à un mètre, les acquisitions ont été effectuées par-dessus le couvert végétal. Pour les canopées de hauteur supérieure à un mètre, les photographies ont été acquises par-dessous l'objectif ayant été placé au niveau du sol (Figure IV. 12).

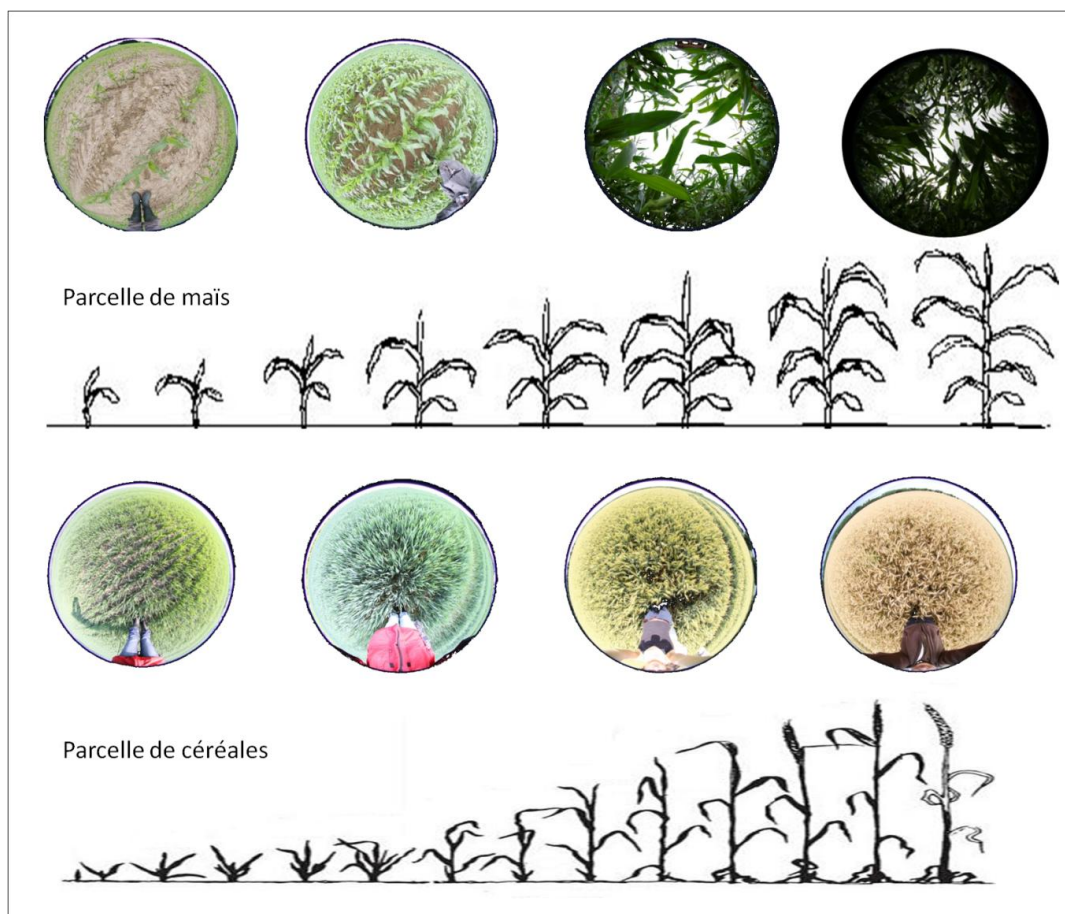


Figure IV. 12. Illustration de la campagne terrain LAI menée sur différents types de cultures.

Des photographies hémisphériques ont été prises sur les haies afin d'estimer le degré d'ouverture de la canopée. Les photographies hémisphériques ont été réalisées sous la canopée

des arbres à l'aide d'un trépied de 60 cm. Un détail de l'échantillonnage réalisé sur le bocage est présenté dans le chapitre 5.

IV.4.3. Les prétraitements

Le LAI a été dérivé à partir des photographies hémisphériques RVB acquises sur le terrain en utilisant le logiciel CAN_EYE V6.1 (Weiss and Baret 2010). Dans un premier temps, les caractéristiques des images (centre optique, fonction de projection, résolution angulaire, et la mesure de FAPAR) ont été définies à partir des caractéristiques de l'appareil photo numérique et de l'objectif fish-eye utilisés, ainsi que de la configuration des images hémisphériques (par exemple nombre de lignes et de colonnes). Les photographies ont d'abord été classées en deux catégories « végétation » et « sol nu » (Figure IV.13). La fraction de trou (ouverture de la canopée) a ensuite été calculée à partir de cette image binaire de manière à dériver le LAI à partir de la fraction de trou bi-directionnelle mesurée à partir des classifications des photographies hémisphériques (Garrigues et al. 2008; Weiss et al. 2004).

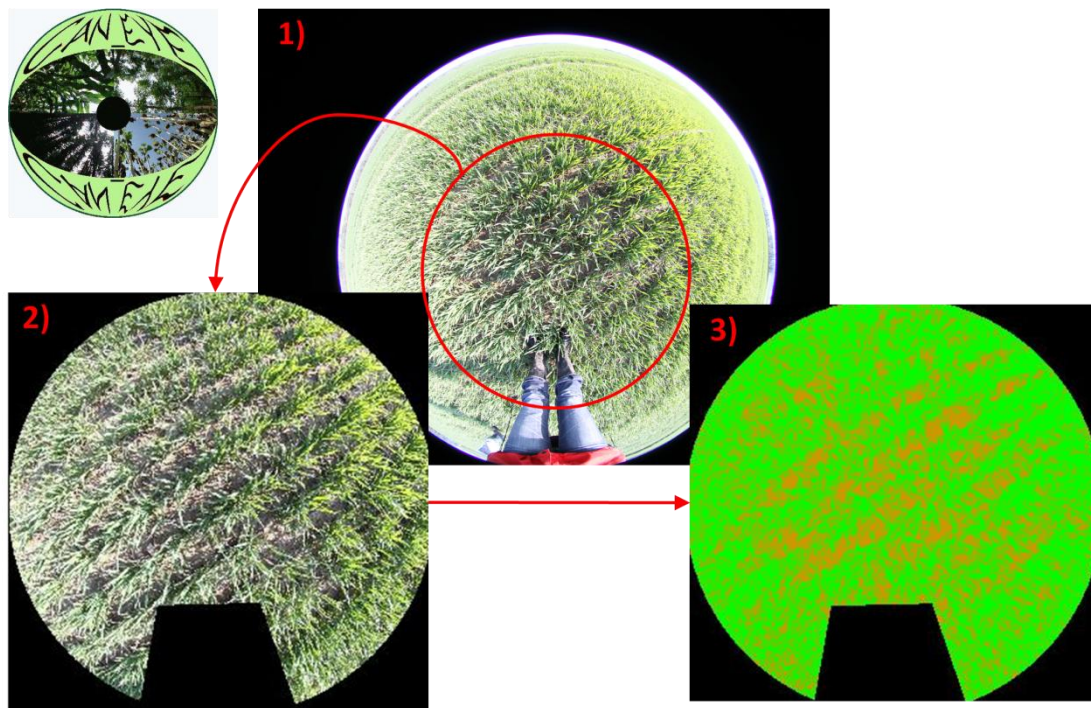


Figure IV. 13. Illustration des prétraitements réalisés sur les photographies hémisphériques pour en dériver le LAI (adapté de Dusseux et al. 2014)

IV.5. Les données écologiques et leur prétraitement

Les modèles biologiques que nous avons choisis sont les peuplements de carabiques car leur écologie et leurs relations avec la structure du paysage sont aujourd'hui bien connues (Thiele 1977; Burel 1989; Aviron et al. 2005). Les carabes (*Coleoptera, Carabidae*) sont des indicateurs de la qualité de l'environnement mais sont également très sensibles aux évolutions de celui-ci (Kromp 1999; Pearson 1994). Ce groupe répond en effet à la qualité des habitats naturels (Aviron et al. 2005) et aux gradients d'intensification agricole (Burel 1989). Prédateurs de nombreux ravageurs des cultures et notamment des pucerons, ils jouent ainsi un rôle dans le contrôle biologique. Ils constituent également une ressource alimentaire pour un certain nombre d'oiseaux et de mammifères.

Ce groupe taxonomique présente une grande variabilité au sein des traits écologiques et morphologiques. Cette grande variabilité de préférence écologique permet d'expliquer leur distribution dans tous les types d'habitats. Nous étudierons ainsi les peuplements de carabiques forestiers en tant qu'espèce inféodée aux surfaces boisées (forêts et bocage), et les peuplements de carabiques des cultures en tant qu'espèce inféodée au milieu agricole.

Les relevés spécifiques de ces espèces ont été réalisés en partenariat avec l'INRA SAD-PAYSAGE.

IV.5.1. Les données

IV.5.1.1. Inventaires biologiques pour le bocage

L'échantillonnage des peuplements de carabiques forestiers a été effectué dans 45 haies entre Avril et Septembre 2013 (Figure IV.14). Les haies ont été sélectionnées de manière à maximiser les diversités de couvertures de la canopée des haies échantillonnées.

Dans chaque haie, une station de piégeage composée de 3 pièges positionnés à 4 m les uns des autres et collectés toutes les deux semaines pendant 24 semaines (soit un total de 12 périodes d'échantillonnage) a été installée. Les carabiques forestiers adultes ont été ramassés à l'aide de pots pièges barbers remplis d'une solution de mono-propylène glycol, liquide mortel et conservateur, afin d'éviter le cannibalisme des individus. Les pots pièges barbers sont des pots en plastique d'un diamètre de 100 mm et d'une hauteur de 150 mm (0,5 L de volume) (Figure IV. 15.). Un trou cylindrique a été creusé au moyen d'une tarière afin que le haut du piège soit à la surface du sol.

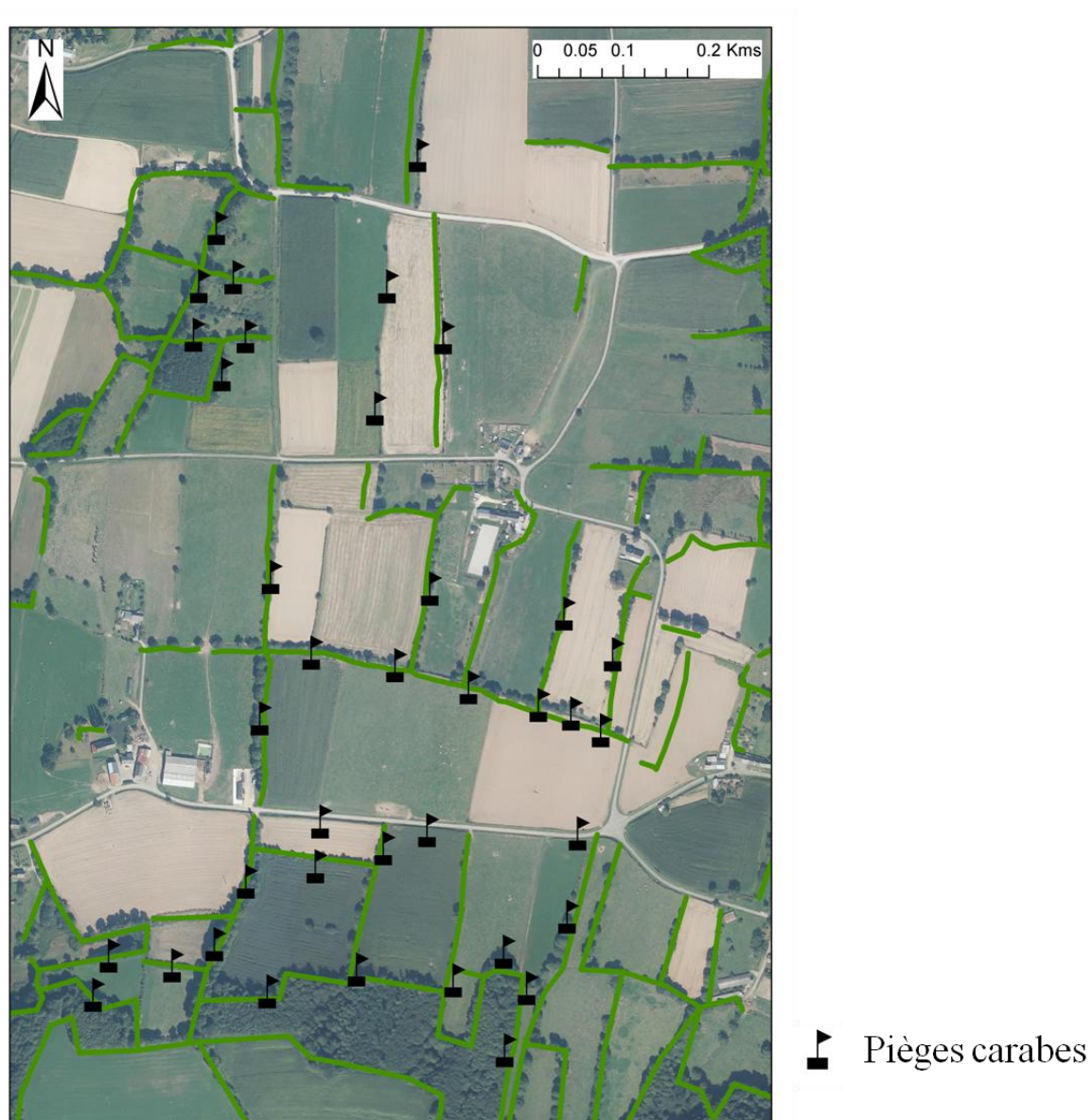


Figure IV. 15. Piège à carabes

IV.5.1.2. Inventaires biologiques pour les cultures

A chaque passage du satellite TerraSAR-X en 2012, nous avons réalisé des relevés de carabes sur une cinquantaine de parcelles de maïs, l'objectif de ce dispositif étant d'étudier les configurations paysagères favorables à la dispersion des espèces (Figure IV.16). En effet, les parcelles de maïs ont été sélectionnées en fonction de leur environnement paysager immédiat : présence de haies bocagères dense, intermédiaires, absence de haies, interface direct avec une prairie, une céréale ou un bois.

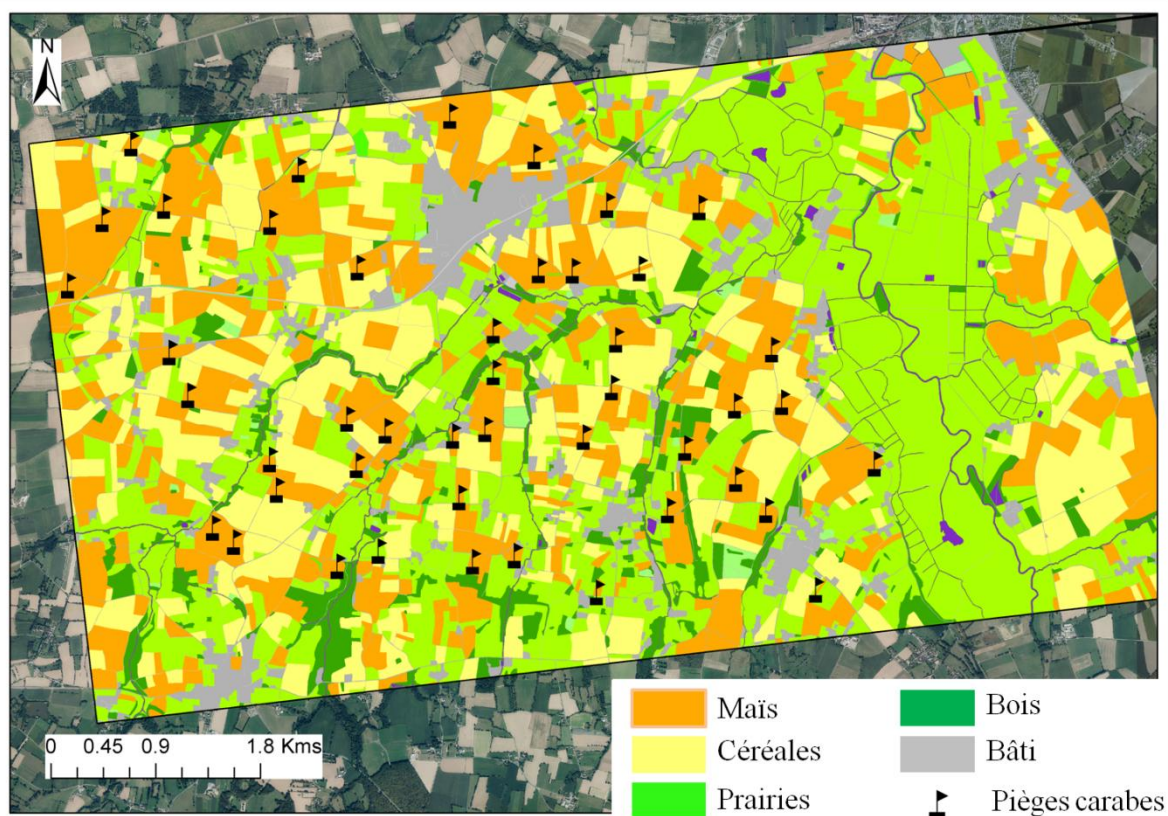


Figure IV. 16. Inventaires biologiques réalisés dans 45 parcelles de maïs en 2012

Trois pièges par parcelle, localisés à 25 mètres des bordures de parcelle, ont été installés. Les pièges ont été disposés de sorte qu'il n'y ait pas d'interaction entre les pots (soit 10 mètres entre 2 pots). L'ensemble des trois pièges par parcelle correspond à un unique échantillon. Les pièges ont été mis en place 3 jours avant le passage du satellite et relevés 3 jours après le passage du satellite.

IV.5.2. Les prétraitements

Les carabes ont tous été triés et conservés dans des piluliers au laboratoire INRA SAD Paysage. Ils ont été déterminés jusqu'à l'espèce (exemple Figure IV.17) sous une loupe binoculaire grâce à une clef de détermination élaborée par l'INRA-SAD.

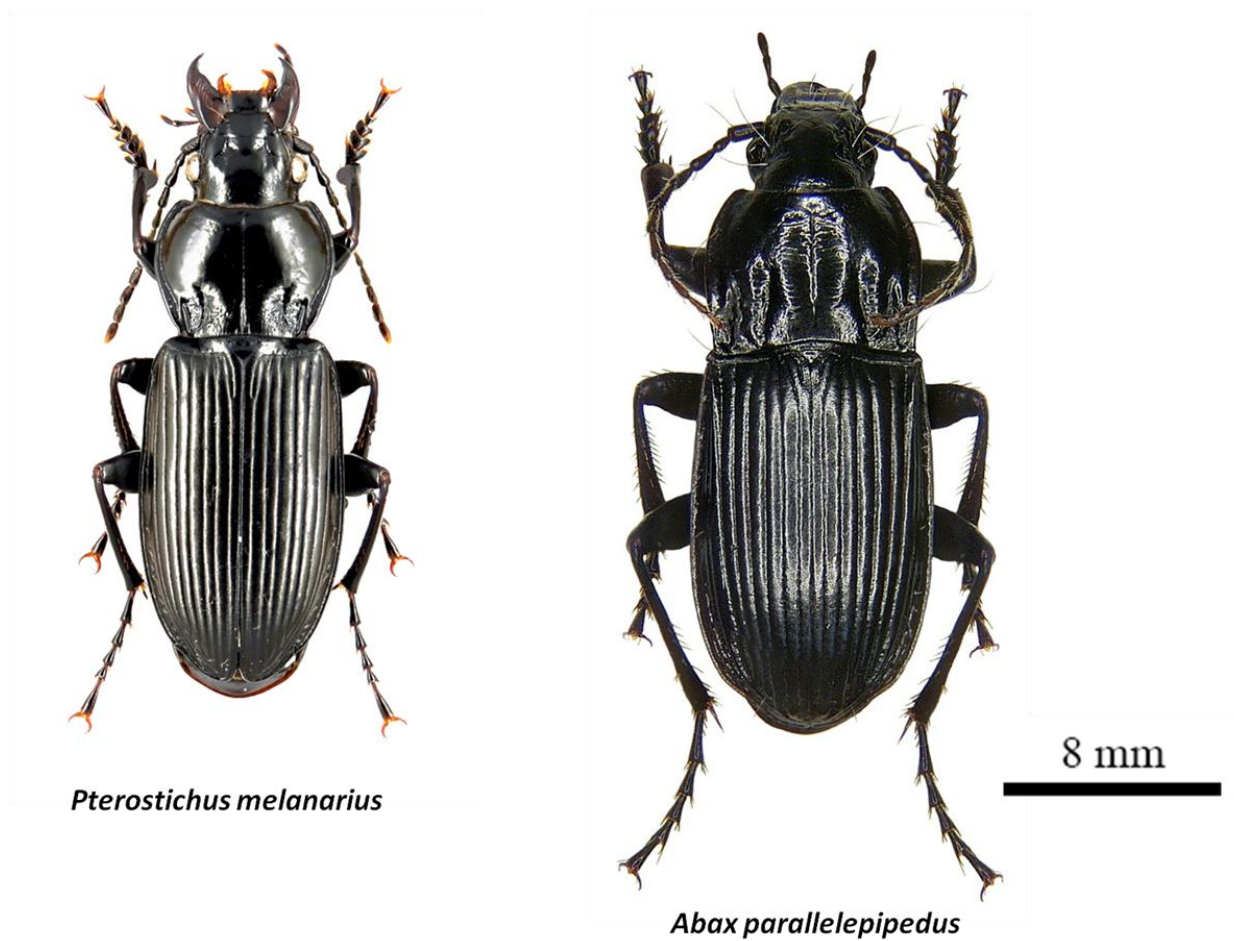


Figure IV. 17. Exemple de deux espèces de carabes (des cultures à gauche, forestier à droite)

SYNTHESE DE LA PREMIERE PARTIE

L'analyse de l'état de l'art effectué dans cette première partie nous a permis de définir les termes relatifs aux continuités et corridors écologiques, ainsi que les données, méthodes et échelles adaptées pour les identifier et les caractériser.

La connectivité peut se définir comme étant la résultante de l'interaction entre la structure du paysage et les caractéristiques écologiques des espèces animales et végétales. Elle peut se définir selon deux modalités : la connectivité structurelle et la connectivité fonctionnelle (Kindlmann and Burel 2008). La connectivité structurelle, qui est directement liée à la structure du paysage, correspond aux continuités physiques entre les éléments du paysage. La connectivité fonctionnelle, quant à elle, comprend l'ensemble des éléments du paysage qui favorisent le déplacement des individus d'une espèce donnée (Taylor et al. 1993). Les continuités écologiques sont constituées (1) de zones nodales correspondant, en écologie du paysage, à des sources de biodiversité ; (2) de corridors correspondant aux zones assurant une connectivité fonctionnelle entre les zones nodales et (3) de zones tampons qui présentent de fortes interactions avec la mosaïque paysagère environnante, permettant de protéger les zones nodales et les corridors d'éventuelles influences extérieures, potentiellement dommageables. Les corridors écologiques, éléments favorisant la dispersion des espèces dans un paysage, peuvent se définir comme étant une bande de terre ou de végétation (naturelle, plantée, perturbée, régénérée, restante) qui diffère de la matrice dans laquelle elle s'insère (Bennett 2003). D'une manière générale, la cartographie des corridors écologiques est réalisée selon 3 étapes. La première consiste à cartographier les éléments semi-naturels tels que les zones boisées ou les haies (Vogt et al. 2007). La seconde étape vise à cartographier les corridors écologiques dits structurels *via* par exemple l'application de métriques paysagères (Saura et al. 2011). Enfin, la troisième étape évalue la fonctionnalité de ces corridors à travers leur mise en relation avec des inventaires floristiques ou faunistiques ou encore l'utilisation de modèles espèces (Vuilleumier and Prélaz-Droux 2002).

Les corridors écologiques sont généralement cartographiés à des échelles grossières sous la forme d'éléments boisés linéaires, connectant deux, voire plusieurs habitats (Vogt *et al.* 2007). Il est maintenant admis qu'en fonction de la communauté d'espèce étudiée, les éléments constituant les continuités écologiques peuvent être différents des boisements. On peut ainsi rencontrer trois types de continuités permettant la circulation des espèces inféodées aux surfaces agricoles et/ou aux espaces boisés : (1) les continuités constituées d'éléments semi naturels et de prairies permanentes dans un paysage ; (2) les continuités agricoles reliant des éléments semi-naturels (3) les continuités agricoles dans une zone cultivée (Baudry et al. 2003). Ces éléments de la matrice paysagère peuvent varier en fonction des saisons et des pratiques agricoles. Ainsi, les réseaux de continuités écologiques ne sont pas toujours stables dans le paysage et peuvent évoluer tout au long de l'année et/ou d'une année à l'autre.

L'étude des éléments potentiellement constitutifs des corridors écologiques à savoir les réseaux bocagers, les zones humides et les cultures nécessite d'obtenir des informations à

une échelle fine sur de larges territoires. La télédétection apparaît pour cette raison comme un outil privilégié et adapté à l'identification et la caractérisation de ces éléments. Les données de télédétection optiques sont couramment utilisées pour identifier et caractériser les écosystèmes (Vannier et al. 2011). Elles fournissent des informations intéressantes sur l'occupation et l'utilisation des terres, mais leur utilisation est limitée à des périodes sans nuage et elles fournissent des informations uniquement sur la surface de la végétation, la profondeur de pénétration des flux énergétiques étant très faible dans ces longueurs d'onde. D'autre part, les images radar sont sous-exploitées malgré l'intérêt qu'elles présentent pour l'évaluation des surfaces en eau, de l'humidité des sols, des zones inondables et la caractérisation de la végétation, en particulier dans les régions où la couverture nuageuse est élevée. En outre, si la résolution spatiale de l'imagerie radar qui a été utilisée jusqu'à présent était trop faible pour étudier les continuités écologiques de façon détaillée, les données radar à très haute résolution spatiale telles que des images RADARSAT et TerraSAR-X présentent un fort potentiel pour cela (Touzi et al. 2007; Cloude and Pottier 1997,...). Ainsi, l'utilisation combinée de données satellitaires radar et optiques est très prometteuse. Cette synergie devrait permettre de réaliser la cartographie des réseaux de continuités écologiques à une échelle locale.

Nous avons choisi d'étudier les continuités écologiques dans un paysage agricole, sur deux sites de la Zone Atelier Armorique (ZAA) : le site de Pleine Fougères, car ce site agricole est caractérisé par une forte variabilité au niveau de la taille des parcelles et de la densité des haies et le site de marais du bas-Couesnon qui inclue une zone humide hétérogène pour laquelle le suivi de l'hydrodynamique représente un enjeu important du point de la biodiversité, tant végétale qu'animale. Ces deux sites, qui sont représentatifs de types de paysage agricoles qu'il est possible de rencontrer sur de nombreux territoires, présentent une échelle concordante avec l'échelle de mise en application de la trame verte et bleue.

PARTIE 2. IDENTIFICATION ET CARACTERISATION DES ELEMENTS CONSTITUANT LA TRAME BOISEE



INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE

La deuxième partie de ce manuscrit présente les travaux réalisés pour identifier et caractériser les éléments potentiellement constitutifs des continuités écologiques et plus particulièrement des réseaux bocagers. Ces éléments d'intérêts (haies, réseau de haies) définis dans le cadre de la première partie ont été observés à une échelle locale à partir d'images optiques et radar à très haute résolution spatiale.

Cette partie vise à : 1- Identifier et caractériser les éléments bocagers à une échelle fine à partir d'images RSO ; 2- Evaluer l'information dérivée des données de télédétection optiques et radar pour caractériser d'une part la structure du réseau et d'autre part la structure interne des haies, d'un point de vue écologique.

Dans le cinquième chapitre, le paysage bocager est observé à une échelle locale à partir de données radar TerraSAR-X THRS. Une approche orientée objet a dans un premier temps été utilisée afin d'évaluer le potentiel des données RSO pour identifier et classer de manière semi-automatique le réseau de haies. Dans un second temps, nous avons évalué différents indicateurs polarimétriques et des coefficients d'intensité dérivés d'une image TerraSAR-X afin de quantifier le degré d'ouverture de la canopée des haies. Pour ce faire, nous avons élaboré une méthode pour traiter les photographies hémisphériques prises au sein des haies bocagères afin de quantifier l'hétérogénéité interne de la canopée sur le terrain.

Dans le sixième chapitre, nous avons évalué les métriques dérivées d'images optiques (image SPOT-5 et photographies aériennes) et d'images radar (image TerraSAR-X) pour caractériser la structure du réseau de haies et la structure interne de la canopée. Nous avons par la suite étudié l'apport de ces métriques dérivées des données de télédétection dans des modèles en écologie du paysage. Nous avons ainsi élaboré différents modèles statistiques de manière à évaluer le potentiel des données de télédétection pour la prédiction de l'abondance des peuplements de carabiques forestiers au sein d'un paysage bocager. Ce travail a été réalisé en collaboration étroite avec un écologue du paysage de l'INRA-SAD Paysage de Rennes.

CHAPITRE V. IDENTIFICATION ET CARACTERISATION DES HAIES BOISEES : EVALUATION DES DONNEES TERRASAR-X

SOMMAIRE

V.1. Introduction	120
V.2. Matériel et méthode	121
V.2.1. Site d'étude	121
V.2.2. Les données terrain	122
V.2.2.1. Acquisition des données terrain	122
V.2.2.2. Traitement des données terrain	122
V.2.3. Les données satellitaires	123
V.2.3.1. Prétraitement de l'image radar	124
V.2.3.2. Traitement d'image	124
a) Extraction du réseau de haies	124
b) Caractérisation de la structure interne des haies	126
V.3. Résultats	127
V.3.1. Extraction du réseau de haies	127
V.3.2. Caractérisation de la structure interne des haies	128
V.4. Discussion	132
V.5. Conclusions	134

V.1. Introduction

Les haies assurent de nombreuses fonctions dans un paysage comme des fonctions de limite entre deux parcelles agricoles, des fonctions de production (de bois de chauffage par exemple), des fonctions biophysiques puisqu'elles luttent contre l'érosion des sols et servent de pare-vent, des fonctions culturelles mais également des fonctions écologiques (elles servent d'habitat ou de refuge pour de nombreuses espèces) (Baudry et al. 2000). Elles sont aujourd'hui bien connues pour être emblématiques de la connectivité écologique dans les paysages agricoles. Cependant, cette connectivité est fortement dépendante non seulement de la présence de haies mais également des structures qu'elles présentent (Burel 1992) (Figure V.1.).

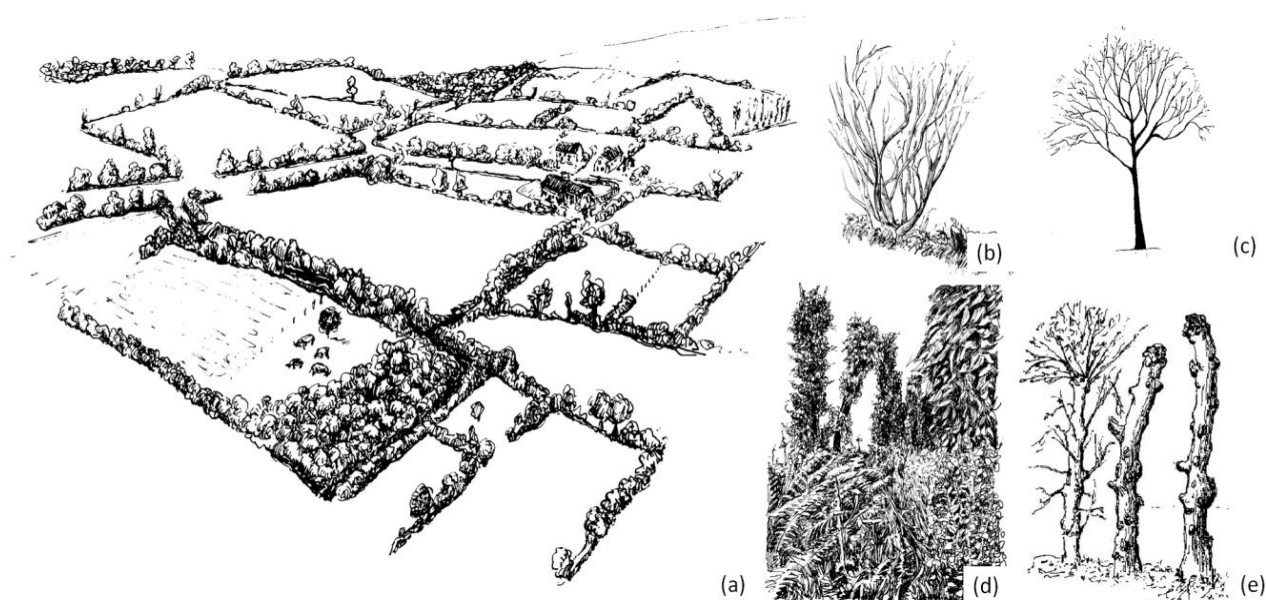


Figure V. 1. Réseau de haies (a) présentant différentes structures, des canopée, ouvertes (b), des canopées denses et fermées (c), émondées avec (d) ou sans (e) strate herbacées (dessin Y. Le Flem).

Avec l'apparition des nouveaux capteurs THRS, les données de télédétection offrent une occasion unique de cartographier et de caractériser les réseaux de haies à échelle fine sur de larges territoires. Bien que les images de télédétection soient largement utilisées pour caractériser les paysages (Mulder et al. 2011), seules quelques études portent sur la détection et la caractérisation de ces éléments linéaires. Ces études utilisent généralement des photographies aériennes pour cartographier les haies (Burel and Baudry 1990). Avec l'apparition des capteurs THRS, les images satellitaires peuvent à présent être utilisées pour cartographier automatiquement les haies dans les paysages agricoles (Vannier and Hubert-Moy 2010; Tansey et al. 2009)

Toutefois, même si certaines études ont cherché à extraire automatiquement ces linéaires boisés à partir d'images satellitaires, peu d'entre elles ont abordé la question de la caractérisation des haies. Wiseman et al. (2009) ont développé une méthodologie de type classification orientée objet pour 1) détecter les haies au sein d'une prairie canadienne et 2) étudier les caractéristiques spectrales d'une image SPOT-5 pour identifier les espèces présentes. Czerepowicz et al. (2012) ont quant à eux réussi à expliquer plus de 70% de variance de la biomasse de la canopée des haies bocagères en utilisant des attributs spatiaux et spectraux dérivés d'une image Quickbird.

Jusqu'à présent, aucune étude à notre connaissance n'a porté sur la quantification du degré d'ouverture de la canopée par télédétection spatiale. Une telle étude pourrait cependant aider à améliorer notre connaissance des différentes fonctions accomplies par les haies bocagères telle que les fonctions écologiques, étant donné que la structure des haies influence leur capacité à connecter différents éléments du paysage, assurant ainsi la dispersion de certaines espèces. La structure des haies est difficilement quantifiable en utilisant des données dérivées des capteurs optiques passifs (Jacquemoud et al. 2009). En revanche, d'autres données de télédétection, telles que les données RSO et LIDAR peuvent permettre de caractériser les haies bocagères grâce à leur sensibilité à la géométrie des objets. En effet, les capteurs LIDAR ont la capacité d'acquérir des mesures tridimensionnelles sur un site à une échelle fine, ce qui peut être utile pour estimer une grande variété de caractéristiques d'un arbre ou d'une haie (hauteur, volume, biomasse) (Popescu and Zhao 2008; Heinzl and Koch 2011; Véga and Durrieu 2011). Toutefois, l'acquisition de séries multi-temporelles de données LIDAR reste très difficile car elle nécessite la mobilisation d'un avion et de ce fait est très coûteuse. Les données RSO sont plus faciles à acquérir et peuvent permettre *à priori* d'accéder à la structure interne des haies, puisque le signal radar interagit avec la structure de la canopée. À notre connaissance, les images radar n'ont pas encore été évaluées pour caractériser la canopée des haies bocagères et plus particulièrement leur degré d'ouverture.

L'objectif de cette étude était ainsi d'évaluer le potentiel des images radar RSO pour (1) identifier les haies et les réseaux de haies; et (2) caractériser la structure du couvert à une échelle fine.

V.2. Matériel et méthode

V.2.1. Site d'étude

Le site d'étude correspond au marais de Boucey, présenté dans le cadre chapitre IV section IV.2.1. Ce site a été sélectionné car il présente une grande diversité de structures bocagères.

V.2.2. Les données terrain

V.2.2.1. Acquisition des données terrain

Les relevés ont été effectués sur le terrain lors de l'acquisition de l'image satellitaire RSO, de manière à caractériser la structure de la canopée des haies (c'est-à-dire le degré d'ouverture de la canopée) en identifiant différents taux de recouvrement et des états plus ou moins entremêlés des branchages. À la date d'acquisition de l'image, les arbres étaient nus, comme le montrent les photographies hémisphériques prises ce même jour (Figure V.2). Une série de 55 photographies hémisphériques réparties sur 15 haies ont été prises le 19 avril 2012 à l'aide d'un appareil photographique de type Canon EOS 7D muni d'un objectif fish-eye circulaire pour capteur APS-C (avec une longueur focale de 10 mm, un angle de vue diagonal de 180 ° environ et une ouverture minimale F22). Chaque photographie hémisphérique a été géolocalisée en utilisant un GPS différentiel (GeoXH Trimble, de précision 0,10 m). La figure V.2. illustre des exemples de structures de canopée observées sur le site d'étude, qui présentent différents degrés d'ouverture. Les branches étaient alors visibles, car à cette période de l'année, les arbres n'avaient pas de feuilles.

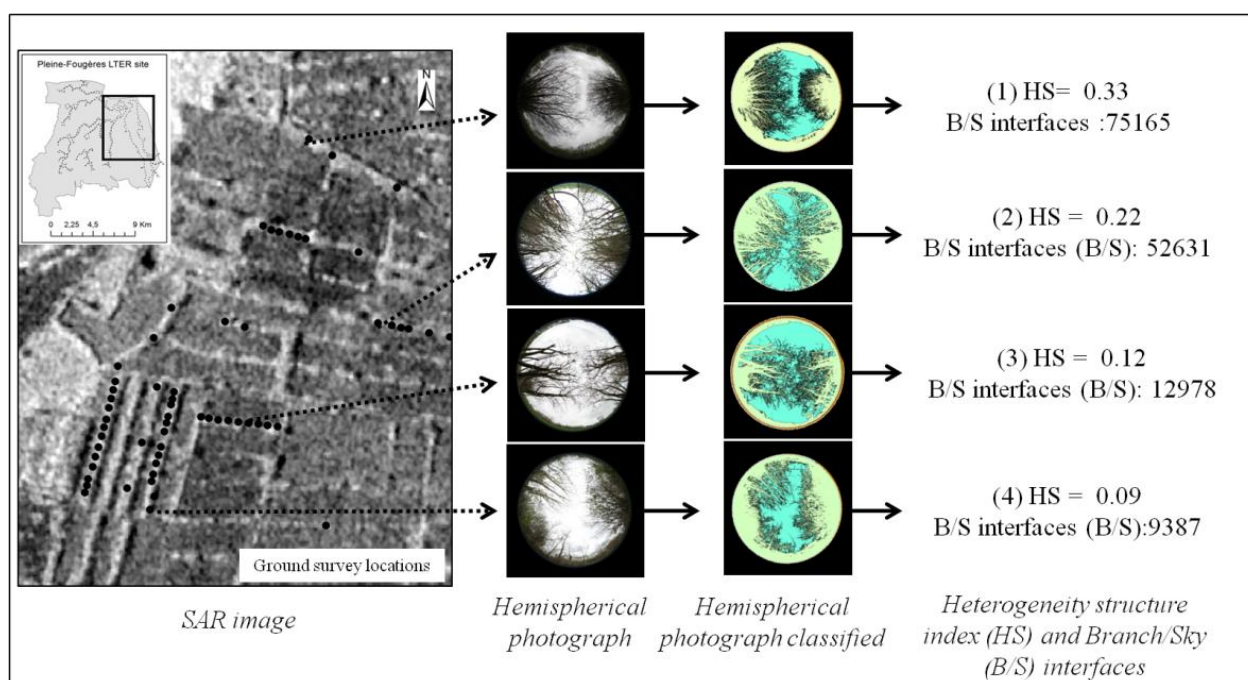


Figure V. 2. Organigramme de traitement des photographies hémisphériques prises sur le terrain. Légende: (1) Densité de la canopée élevée et fort entremêlement du branchage; (2) Densité de la canopée élevée et entremêlement moyen du branchage; (3) Densité de la canopée moyenne et entremêlement moyen du branchage; (4) Densité de la canopée faible et faible niveau d'entremêlement du branchage.

V.2.2.2. Traitement des données terrain

Les photographies hémisphériques ont été classées en deux catégories, « branches » et « ciel » (Figure V.2), en utilisant l'algorithme de segmentation « Split Contraste » intégré dans le logiciel eCognition. Cet algorithme exécute une segmentation de type « chessboard » à

différentes échelles avant de séparer les objets en se basant sur une valeur seuil qui maximise leurs contrastes (DEFINIENS 2004). Les paramètres utilisés ici sont les suivants: "taille de tuilage" égal à 100 000, valeur seuil allant de 150 à 200 appliquée sur la bande du « vert » de la photographie hémisphérique et taille de pas égale à 1. Le nombre de pixels traités est strictement identique d'une image (photographie hémisphérique) à l'autre, étant donné que la taille des photographies hémisphériques est la même. A la fin du procédé, un indice d'hétérogénéité de structure, mis au point par Burel and Baudry (2003) a été calculé (Figure V.2.) sur les différentes classifications. Celui-ci permet de quantifier l'hétérogénéité de structure des couverts rencontrés sur le site d'étude à l'aide de l'équation suivante :

$$H = - \sum_{c=1}^{nnh} (P_c * \ln P_c) \quad (V.1)$$

P_c représente la proportion d'occurrence des couples c de pixels adjacents de classes différentes (classe « branche / ciel », classe « branche / branche », classe « ciel / ciel ») et nnh le nombre de couple de classes.

Cet indice d'Hétérogénéité de Structure (HS) présente des valeurs élevées pour des structures complexes de canopée, c'est-à-dire lorsque la densité de branches est élevée et que ces dernières sont entremêlées. Il reflète ainsi un faible degré d'ouverture de la canopée. A l'inverse, une structure simple composée de branches « droites » non entremêlées, présentera une valeur d'indice faible. Les valeurs de l'indice HS augmentent en effet avec la proportion d'interfaces « branche / ciel ». Ainsi, l'augmentation des valeurs de HS permet de mettre en évidence une augmentation du taux de couverture de la canopée par rapport au nombre de trouées, mais elle traduit également une forte proportion de branchages entremêlés.

En plus de l'indice HS, nous avons testé d'autres métriques (tests préliminaires ne figurant pas dans ce chapitre) : le nombre d'interfaces « branche / ciel » ou encore le grain de la canopée (adapté de Vannier et al. 2011). Ces métriques reflètent la taille des trouées présentes dans la canopée. L'indice HS a été choisi parmi ces métriques car il présentait les taux de corrélation les plus élevés avec les paramètres dérivés de l'image radar (à savoir $\sigma^{\circ}HH$, $\sigma^{\circ}VV$, simple rebond, double rebond, et entropie de Shannon).

V.2.3. Les données satellitaires

Une image TerraSAR-X a été acquise avec une polarisation double (HH et VV) le 19 Avril 2012. Elle présente une résolution spatiale de 1,5 m et une résolution en azimuth de 2,2 m. Les caractéristiques de cette image sont présentées dans le chapitre 4. L'image TerraSAR-X a été acquise à la fin de l'hiver, lorsque les arbres ne présentaient pas encore de feuilles. En effet, la bande X ne permettant pas de pénétrer le feuillage de la végétation, il n'est vraisemblablement pas possible de caractériser la structure des haies en été avec ce type de données.

V.2.3.1. Prétraitement de l'image radar

L'image radar a été prétraitée en suivant la procédure décrite dans le chapitre IV, section IV.3.2. afin de dériver deux coefficients de rétrodiffusion, σ° HH et σ° VV, et trois paramètres polarimétriques, le simple rebond et le double rebond dérivés de la matrice T_2 , et l'entropie de Shannon dérivée de la matrice C_2 .

V.2.3.2. Traitement d'image

a) *Extraction du réseau de haies*

La figure V.3. schématise le processus de classification utilisé pour l'extraction automatique des haies à partir de l'image TerraSAR-X. Une approche de type orientée objet a été utilisée pour classer deux indicateurs polarimétriques dérivés de l'image RSO : l'entropie de Shannon (SE) et le simple rebond [HH + VV].

La première étape de la classification consiste à segmenter l'image SE en utilisant une technique de segmentation multi-seuil implémentée dans le logiciel eCognition Developer V 8 (DEFINIENS 2004). Cette image a été sélectionnée car elle présente les meilleurs contrastes entre les objets « haies » et les objets « non haies ». L'algorithme utilisé segmente l'image en objets, en se basant sur une valeur seuil de SE qui permet de séparer les objets et de les classer. Ce seuil, qui peut être défini par l'utilisateur, permet de diviser l'ensemble des pixels sélectionnés en deux sous-ensembles de telle sorte que l'hétérogénéité entre les objets soit maximisée. En effet, l'objectif était ici de segmenter des objets présentant des valeurs élevées de SE de manière à extraire les haies.

De manière générale, la rétrodiffusion radar est plus faible pour un plan d'eau libre que pour d'autres types de surfaces telles que les forêts ou encore les cultures. En effet, le mécanisme de simple rebond dû à la réflexion spéculaire du signal sur la surface de l'eau y est dominant. En outre, les prairies présentent des coefficients de rétrodiffusion plus faibles durant le printemps que les cultures (Schuster et al. 2011 ; Bargiel 2013). Ainsi, une seconde valeur seuil a été appliquée à l'image SE de manière à éliminer l'eau libre et les prairies (Marechal et al. 2012). En effet, l'eau libre et les prairies rases présentent un nombre de mécanismes de rétrodiffusion moins important que celui qui est associé aux haies ou à un sol nu labouré.

La deuxième étape du processus de classification consiste à éliminer les sols nus labourés. L'image de simple rebond a été utilisée à cette fin. En effet, il est aujourd'hui admis que ce mécanisme est plus important sur des sols nus qu'au sein des haies pour lesquelles les mécanismes de volume et de double rebond sont dominants.

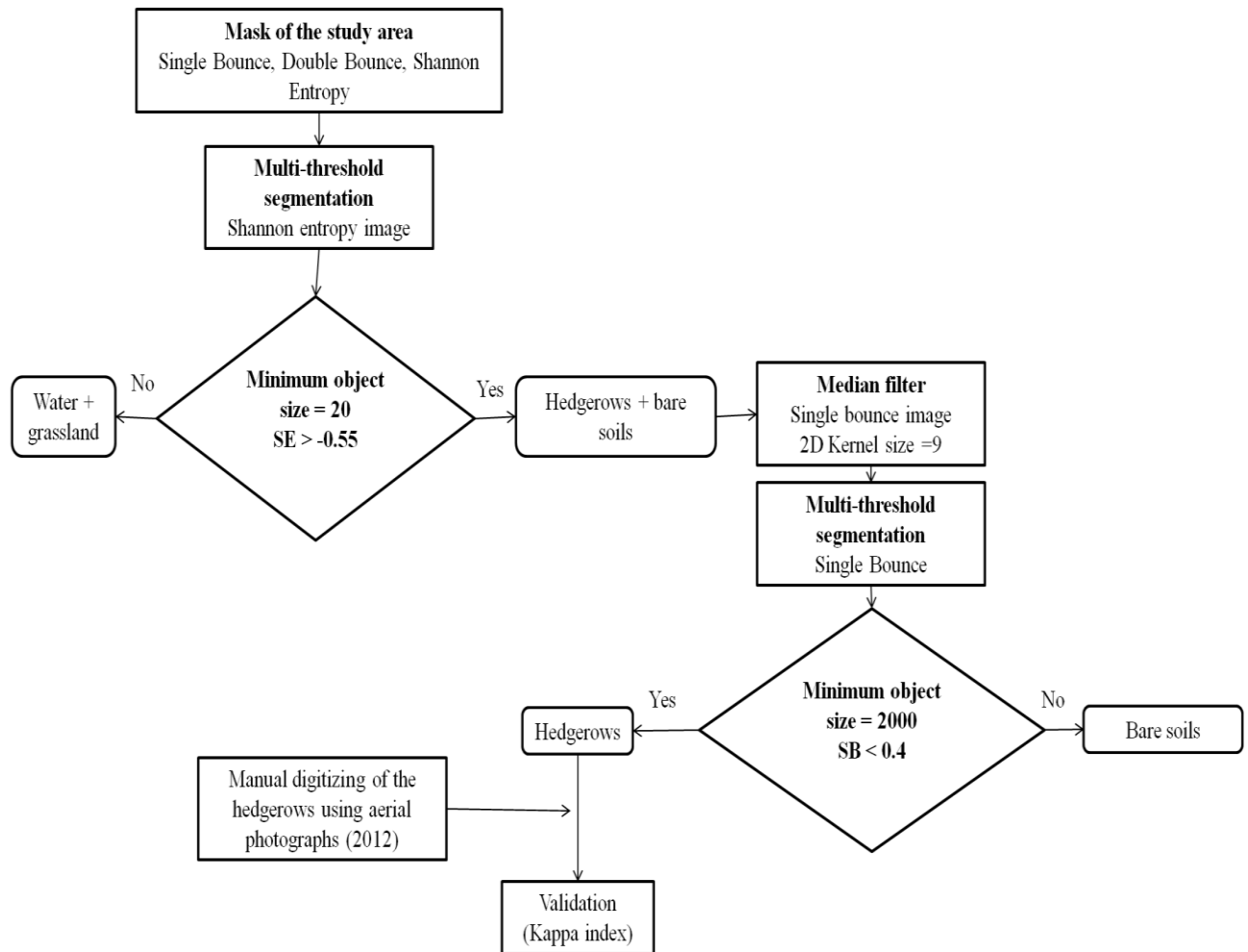


Figure V. 3. Organigramme de traitement de l'image TerraSAR-X pour extraire des haies bocagères.

La validation de la classification a été effectuée en calculant une matrice de contingence et un indice de Kappa. La matrice de contingence permet d'évaluer les erreurs produites par omission ainsi que les erreurs de commission. Les erreurs d'omission correspondent aux pixels qui n'ont pas été affectés à la classe à laquelle ils appartiennent. Ces erreurs désignent les sous-estimations. Les erreurs de commission correspondent aux pixels qui ont été affectés à une classe à laquelle ils n'appartiennent pas. Ces erreurs désignent les surestimations. La matrice de contingence permet de calculer un indice d'évaluation globale de la classification, l'indice de Kappa (Congalton 1991). Cet indice, communément utilisé (Fielding and Bell 1997), est sensible aux erreurs d'omission et de commission :

$$Kappa = \frac{(Po - Pc)}{(Pp - Pc)} \quad (V.2)$$

Po correspond à la proportion correcte observée, Pc est la proportion correcte attendue qui est due au hasard et Pp est la proportion correcte lorsque la classification est parfaite.

Le coefficient de Kappa est compris entre 0 et 1. Si la classification est parfaite, l'indice de Kappa est égal à 1 ; si la proportion correcte observée est plus grande que la proportion

correcte attendue, due au hasard, l'indice de Kappa est supérieur à 0 ; si la proportion correcte observée est égale à la proportion correcte attendue due au hasard, l'indice de Kappa est égal à 0 (Pontius 2000). Pour une classification donnée, un indice de Kappa supérieur à 0.8 indique une excellente qualité de classification.

De manière à évaluer le potentiel du radar RSO pour la cartographie du réseau de haies et l'identification de la fragmentation de ce dernier, soixante-dix-neuf points GPS ont été relevés au sein des haies, des trouées de ces dernières et dans les prairies et parcelles agricoles du site d'étude, de manière à valider les résultats de la classification.

b) Caractérisation de la structure interne des haies

Le centre de chaque photographie hémisphérique prise sur le terrain (géoréférencée précisément en utilisant un DGPS) a été identifié sur l'image radar. Des zones tampons circulaires de 4 m de rayons ont ensuite été définies autour de chacun de ces points représentant les placettes d'échantillonnage afin de recueillir les caractéristiques de l'image RSO. La taille de la zone tampon a été choisie de manière à correspondre à la largeur maximale des haies rencontrées sur le site d'étude. Chaque zone tampon a ensuite été recoupée avec l'empreinte au sol des haies pour éliminer les pixels de l'image radar correspondant aux parcelles adjacentes. Les valeurs moyennes de chaque paramètre polarimétrique et des deux coefficients de rétrodiffusion ont ensuite été mesurées au sein de chaque zone tampon.

Enfin, des régressions linéaires simples ont été effectuées entre les valeurs moyennes des paramètres dérivés de l'image RSO et l'indice d'hétérogénéité de structure mesuré à partir des photographies hémisphériques. L'ajustement des modèles a été évalué en utilisant le coefficient de détermination (R^2), et la p-value. La robustesse du meilleur modèle obtenu a été évaluée en calculant des intervalles de confiance pour le R^2 , la pente, l'erreur quadratique moyenne (RMSE), l'erreur absolue moyenne et l'erreur moyenne en utilisant la méthode de « bootstrap » (100.000 itérations) (Hastier et al. 2009). Le bootstrap fournit une estimation réaliste de la capacité prédictive d'un modèle (Potts and Elith 2006). Les coefficients et les statistiques d'un grand nombre d'échantillons prélevés à partir de l'ensemble de données disponibles ont été calculés avec ce procédé. Tout d'abord, un sous-échantillon de points sélectionnés de manière aléatoire (chaque point pouvant être sélectionné plusieurs fois) a été retenu. Ce sous-échantillon a exactement la même taille que l'échantillon de base (soit 55 points). Une régression linéaire a été réalisée ensuite en utilisant ce sous-échantillon et les coefficients et statistiques ont été stockés. Dans notre cas, le processus a été répété 100 000 fois. Ainsi, en utilisant les valeurs stockées, il est possible de calculer le RMSE (Root Mean Square Error, l'erreur quadratique moyenne), et l'erreur moyenne de manière à évaluer si le modèle peut être utilisé pour prédire ou évaluer la structure de la canopée des haies. Toutes les statistiques ont été réalisées avec le logiciel R, version 2.7.0 (www.r-project.org).

V.3. Résultats

V.3.1. Extraction du réseau de haies

La précision de la classification du réseau de haies réalisée à partir de l'image TerraSAR-X est très élevée, la précision globale et l'indice de Kappa s'élevant respectivement à 96% et 0,92 (tableau V.1.). Cela signifie que le processus de classification a permis d'éviter au moins 92% des erreurs qui auraient été générées par une classification complètement aléatoire. L'analyse de la carte représentant la classification des points de validation met en évidence que 3 points seulement sur 79 ont été mal classés (Figure V.4). Les erreurs de sous-estimation (1 point) sont principalement liées à la présence de haies très étroites (< 1 m), ces haies ne pouvant pas être détectées par l'image radar en raison de sa résolution spatiale (1.5 m). Les erreurs de surestimation (2 points) peuvent être expliquées par le phénomène de « layover » lié à la géométrie d'acquisition de l'image RSO. Ce phénomène se produit principalement pour les haies orientées perpendiculairement à l'azimut du radar.

Table V. 1. Matrice de confusion entre la classification du réseau de haies dérivée de l'image TerraSAR-X (lignes) et les points de validation (colonnes).

Classification	Validation				
	Code	1	2	Total	Surdétection (%)
Haies	1	38	2	40	5
Non haies	2	1	38	39	2.5
Total		39	40		
Sous détection (%)		2.5	5		
Indice de Kappa	0.92				
Précision globale	0.96				

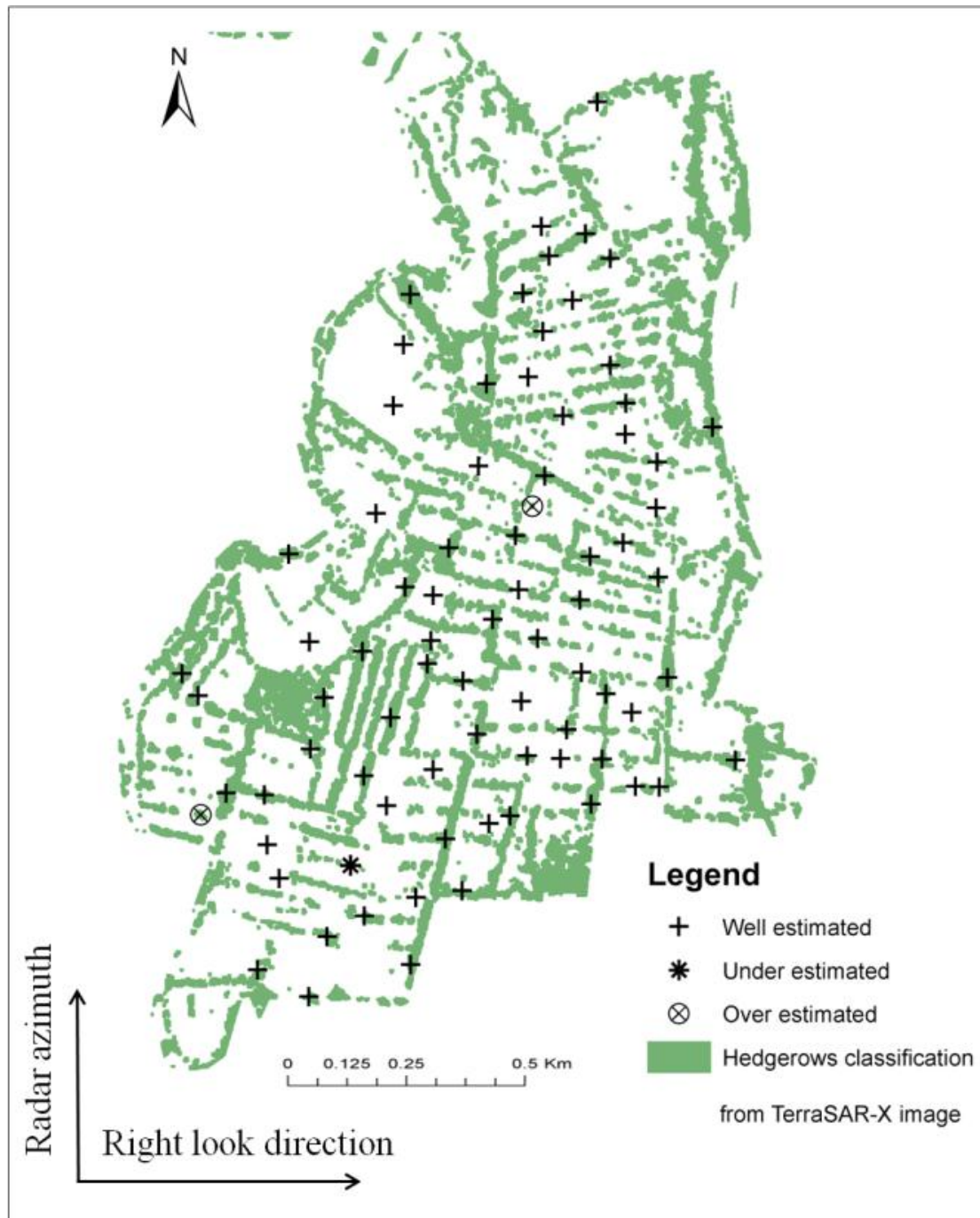


Figure V. 4. Cartographie de la classification du réseau de haies, dérivée de l'image radar, et localisation des points de validation.

V.3.2. Caractérisation de la structure interne des haies

L'analyse des relations entre les paramètres polarimétriques, les coefficients de rétrodiffusion extraits de l'image RSO, et l'indice d'hétérogénéité de structure dérivé des mesures terrain, met en évidence les points suivant : (1) trois de ces régressions sont significatives ($p\text{-value} < 0,05$) et les coefficients de détermination pour deux d'entre elles sont élevés ($R^2 = 0,4$ pour le paramètre de double rebond et $R^2 = 0,85$ pour l'indice d'entropie de

Shannon); (2) l'indice de l'entropie de Shannon est la variable la plus corrélée avec les relevés effectués sur le terrain (tableau V.2. et figure V.5.).

Table V. 2. Régressions linéaires entre les paramètres polarimétriques, les coefficients de rétrodiffusion extraits de l'image RSO et l'indice d'hétérogénéité de structure mesuré à partir des photographies hémisphériques prises sur le terrain.

Radar	R^2	p -value
σ° HH		NS
σ° VV		NS
Simple rebond	0.1	0.001
Double rebond	0.4	<0.0001
Entropie de Shannon	0.85	<0.0001

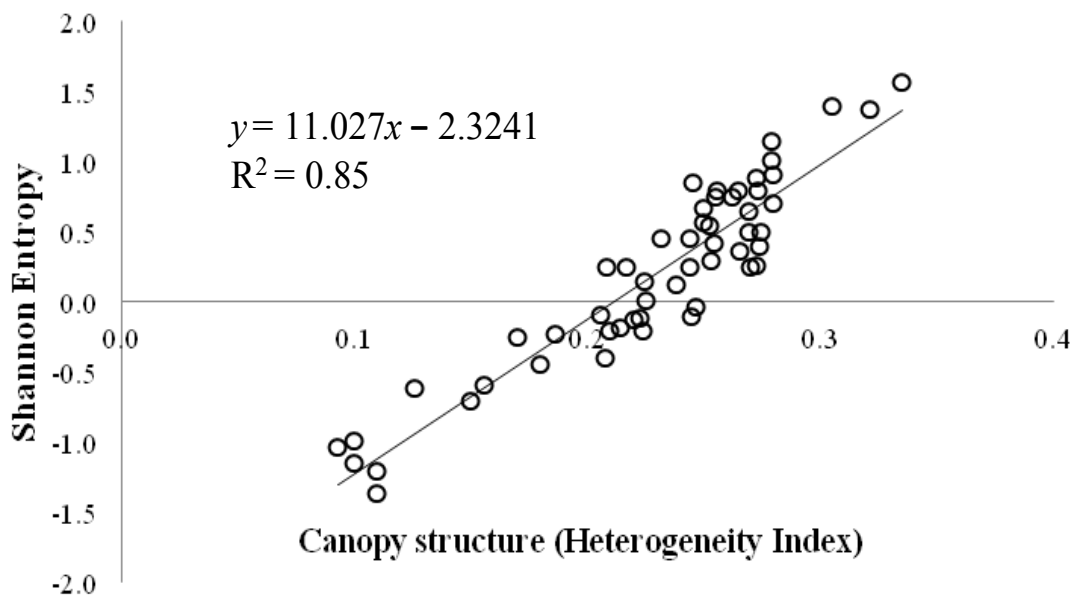


Figure V. 5. Régression linéaire entre l'indice d'entropie de Shannon et l'indice d'hétérogénéité de structure.

L'Entropie de Shannon dérivée de l'image TerraSAR-X associée aux haies échantillonnées présente une très large gamme de valeurs (de -6 à +5), et une grande variabilité spatiale, ce qui met en évidence l'hétérogénéité des structures de haies au sein du réseau (Figure V.6.).

Les statistiques d'évaluation de la robustesse du modèle découlant de l'analyse « bootstrap » (Figure V.7.) indiquent une excellente corrélation entre l'indice HS et l'entropie de Shannon. L'intervalle de confiance du R^2 estimé par le sous-échantillonnage des valeurs est compris entre 0,82 et 0,90. L'intervalle de confiance de l'erreur moyenne et de l'erreur quadratique moyenne est faible (0,10) et l'erreur moyenne est égale à 1,4. Nous pouvons également noter que les valeurs des pentes des régressions linéaires effectuées sur les 100 000

sous-échantillons sont significativement différentes de zéro ($p < 0,05$) avec des intervalles de confiance compris entre 10.06 et 12.38.

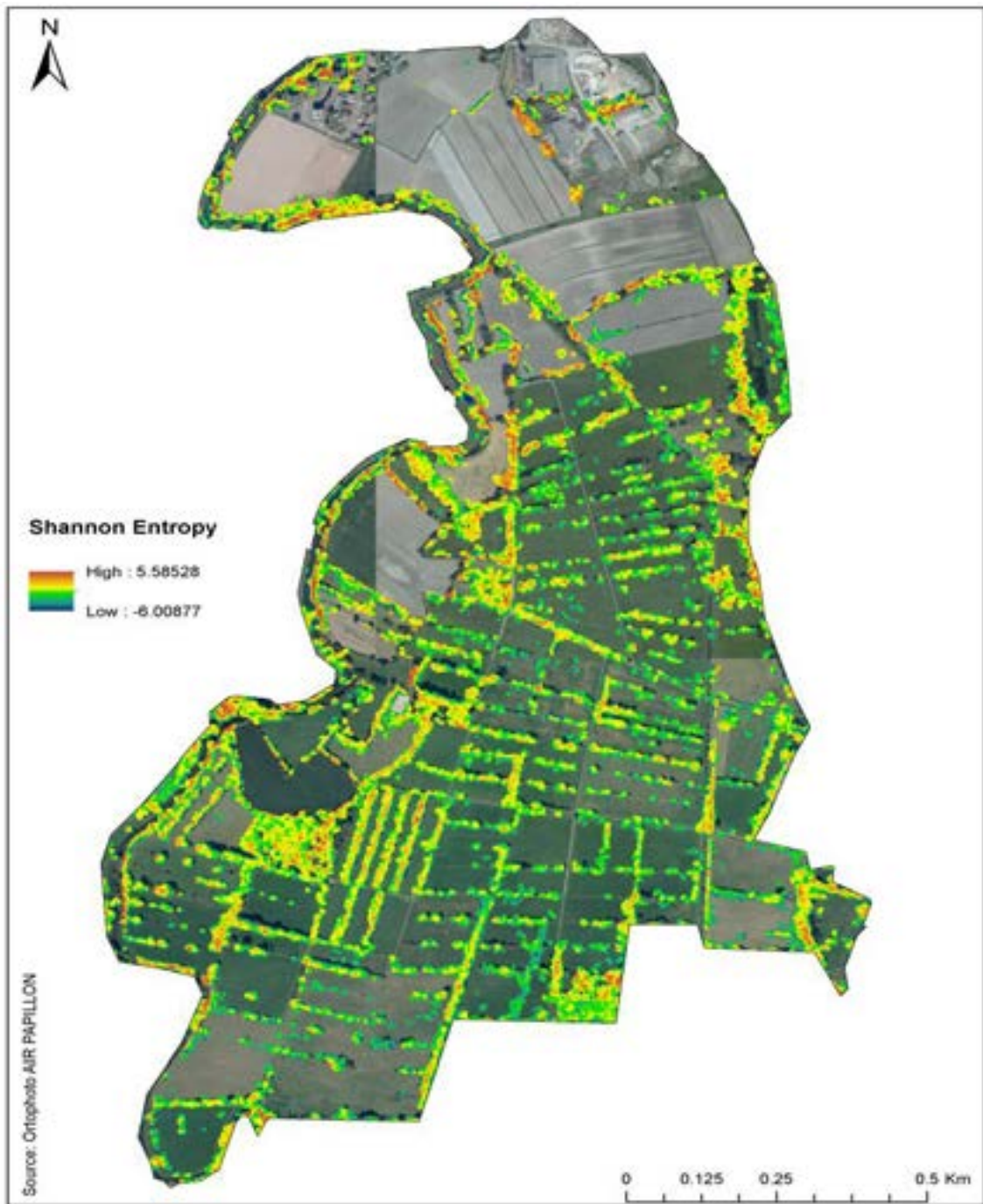


Figure V. 6. Cartographie de l'indice d'entropie de Shannon des haies extraite de l'image TerraSAR-X.

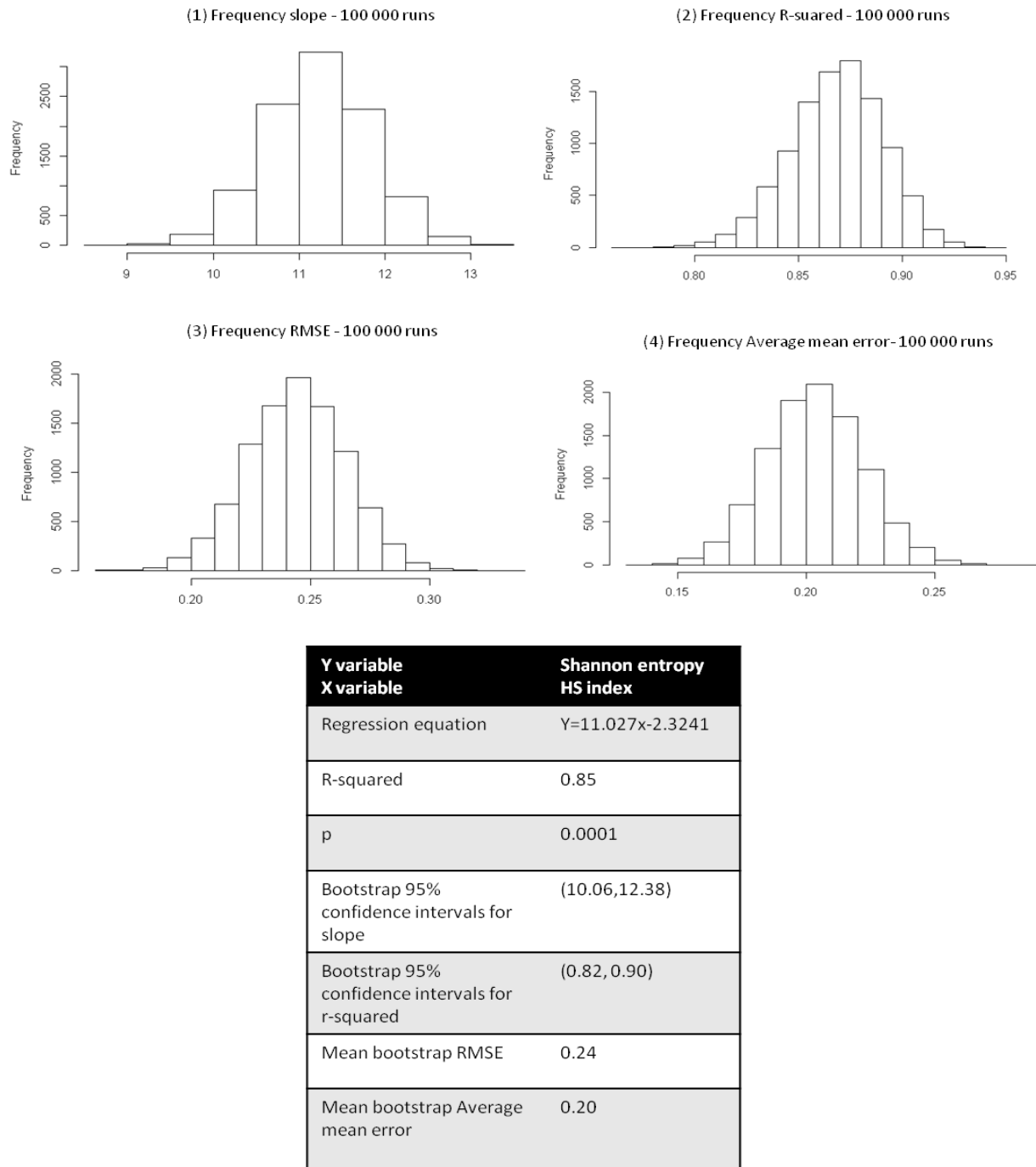


Figure V. 7. Evaluation de la robustesse du modèle élaboré à partir de l'indice HS dérivé des mesures terrain et de l'entropie de Shannon extraite de l'image TerraSAR-X en utilisant la méthode d'échantillonnage « bootstrap » (100 000 itérations). (1) Fréquence des valeurs de pentes ; (2) Fréquence des valeurs de r^2 ; (3) Fréquence des valeurs de RMSE; et (4) Fréquence des valeurs de l'erreur moyenne.

V.4. Discussion

Cette étude est la première à décrire la structure interne des éléments linéaires boisés tels que les haies à partir d'images RSO. Elle fournit une méthodologie efficace pour détecter automatiquement un réseau de haies au sein d'un paysage agricole à l'aide de paramètres polarimétriques. En outre, les résultats montrent qu'un de ces paramètres polarimétriques, à savoir l'entropie de Shannon, est très sensible à la structure interne des haies.

L'extraction du réseau de haies a été réalisée à l'aide d'une méthode orientée objet et appliquée sur deux paramètres polarimétriques: le simple rebond et l'indice d'entropie de Shannon dérivés d'une image TerraSAR-X. Cette étude a ainsi permis de montrer le potentiel de l'imagerie RSO pour identifier des réseaux de haies dans les paysages agricoles, la précision de la classification des haies étant de plus de 90% (Indice de Kappa = 0,92). Les résultats obtenus sont comparables à ceux présentés dans des études similaires qui ont développé des méthodes pour extraire automatiquement des éléments linéaires du paysage tels que des haies à partir de classifications orientées objets d'images optiques THRS (Wiseman et al. 2009 ; Vannier and Hubert-Moy 2010; Bargiel 2013) ou qui ont utilisé des classifications hybrides objet-pixels (Sheeren et al. 2009) ou encore qui ont classé les images en utilisant des algorithmes de décomposition en ondelettes (Deng et al. 2013).

Bargiel (2013) a réalisé une étude qui visait à détecter des habitats semi-naturels comprenant des haies composées d'arbres et d'arbustes à partir d'une série de temporelle d'images TerraSAR-X. Il a détecté le bocage avec une précision de 70,4%. Cependant, seuls des indices de texture calculés à partir des coefficients de rétrodiffusion ont été évalués. Si l'étude menée par Bargiel (2013) et cette étude donnent des résultats très satisfaisants pour la détection du réseau de haies leurs résultats ne peuvent être comparés directement en raison de la différence des approches adoptées. En effet, l'étude présentée dans ce chapitre utilise une seule image TerraSAR-X alors que Bargiel (2013) a utilisé une série multi-temporelle d'images TerraSAR-X.

Les résultats de cette étude montrent que les paramètres polarimétriques dérivés de l'image TerraSAR-X permettent d'identifier des réseaux de haies avec une bonne précision. L'orientation des haies relative à l'azimut du radar TerraSAR-X n'affecte pas la capacité de ce capteur à détecter les haies. En effet, la discontinuité du réseau de haies (Figure V.6.) est principalement due à la présence de trouées au sein des haies (Figure V.1.). Ces trouées sont principalement dues à la présence de prairies pâturées de chaque côté des haies. Ce point est très intéressant à noter, puisqu'en comparaison, les données optiques ne permettent pas de détecter les trouées. En effet, elles sont la plupart du temps acquises en été, pendant des périodes sans nuage, lorsque les arbres ont des feuilles, obstruant ainsi les trouées au sein des haies. Les données radar permettent donc une meilleure détection des discontinuités du réseau de haies, information pertinente pour l'étude des modèles de distribution des espèces (Burel and Baudry 1990).

En ce qui concerne la caractérisation de la structure interne des haies par imagerie RSO, les résultats de cette étude montrent que seul l'indice d'entropie de Shannon présente une très bonne corrélation avec l'indice d'hétérogénéité de structure qui reflète le degré d'ouverture de la canopée. Les coefficients de rétrodiffusion (σ° HH et σ° VV), et les paramètres polarimétriques (simple rebond et double rebond) présentent des corrélations faibles avec l'indice HS (respectivement NS et 0,4 pour le paramètre « double rebond »). Ce résultat est en accord avec la théorie radar. En effet, même si le mécanisme de double rebond est plus élevé au sein des haies que le mécanisme de simple rebond (Lee and Pottier 2009), il ne correspond pas au mécanisme de diffusion dominant. En effet, la diffusion de volume (polarisation HV) est généralement dominante au sein des structures arborescentes (Lee and Pottier 2009). Ce mécanisme n'a pas pu être étudié car l'image TerraSAR-X acquise dans le cadre de cette étude ne présentait que les polarisations HH et VV. Les données TerraSAR-X acquises en mode « spotlight » sont uniquement disponibles pour des polarisations double de type (HH-VV), celles-ci présentant une très bonne résolution spatiale (1 m à 2 m). En revanche, les images TerraSAR-X acquises en polarisation double incluant la polarisation HV sont uniquement fournies pour le mode « StripMap » (Roth et al. 2003). Ce dernier présente une résolution spatiale plus faible que le mode « Spotlight » qui n'est pas à notre sens compatible avec l'extraction de réseau de haies à une échelle fine.

La méthodologie développée au cours de cette étude a été appliquée à une image TerraSAR-X acquise au début du printemps. A cette époque de l'année, les parcelles destinées au maïs n'étaient pas encore cultivées et avaient été uniquement labourées. L'ensemble des règles de la classification orientée-objet a été élaboré de manière à extraire automatiquement les haies lors de cette période particulière de l'année. En revanche, nous pouvons noter que ces règles de décision ne devraient pas être adaptées à la classification d'une image RSO acquise pendant une autre période de l'année, par exemple, en été. En effet, les états de surface varient selon les saisons avec la croissance de la végétation. A titre d'exemple, les parcelles de maïs sont à un stade de semis au printemps et au stade de récolte en fin d'été. Dans ce cas particulier, l'image de double rebond pourrait être utilisée pour identifier les cultures, principalement au début de la croissance de ces dernières. En effet, ce mécanisme de rétrodiffusion y serait élevé en raison des interactions entre l'impulsion radar, les tiges de la végétation et la surface sous-jacente (Baghdadi et al. 2009).

En ce qui concerne la caractérisation de la structure interne des haies, il est important de noter que l'image TerraSAR-X a été acquise au cours d'une période où les arbres n'avaient pas de feuilles. Cette étude n'aurait pas pu être menée à une autre période de l'année parce que la bande X n'est pas en mesure de pénétrer un couvert arboré dense. Nous pouvons également noter que l'orientation des haies par rapport à l'azimut du radar est un élément important pour l'identification de la structure de canopée des haies. En effet, lorsque les haies sont perpendiculaires à l'azimut du système radar, le nombre de pixels mixtes augmente au sein des haies. Ceci est principalement dû au phénomène de « layover ».

En révélant le potentiel des images TerraSAR-X pour la classification du réseau bocager et la caractérisation du degré d'ouverture de la canopée, cette étude fournit des paramètres intéressants, notamment pour des applications en écologie. En perspective, il serait intéressant de calculer des métriques paysagères telles que le grain du paysage à partir de la carte du réseau de haies dérivée de l'image TerraSAR-X (Vannier et al. 2011) et de quantifier le degré d'ouverture de la canopée sur d'autres terrains d'études, échantillonnés par des écologues. Ces mesures pourraient ainsi être utilisées pour étudier la distribution spatiale des espèces et pourraient aider à comprendre la manière dont les haies sont utilisées pour la dispersion des individus dans le paysage. En effet, l'identification et la caractérisation des haies sont souvent nécessaires dans le cadre d'études menées en écologie du paysage, pour évaluer la réponse de certaines espèces à la structure, la composition et la configuration du paysage (Balent and Courtiade 1992 ; Ouin et al. 2006). Différentes études (Hill 1995; Tischendorf et al. 1998) ont également étudié la fonction des haies en tant que corridors écologiques pour le mouvement des plantes et des animaux forestiers. Elles ont montré que cette fonction est principalement contrôlée par la structure interne des haies. De plus, la fonction de brise-vent des haies bocagères est également très dépendante de la continuité des réseaux de haies et de la densité de leur couvert forestier. Par conséquent, la caractérisation de la fragmentation du réseau linéaire bocager et de la structure interne des haies, s'avère utile pour la gestion des haies dans un but de conservation de la biodiversité (Baudry and Jouin, 2003).

V.5. Conclusions

L'objectif de cet article était d'évaluer le potentiel de l'imagerie RSO pour (1) la détection automatique des réseaux de haies et (2) la quantification du degré d'ouverture de la canopée. Les résultats montrent que le réseau de haies et sa fragmentation peuvent être identifiés avec une très bonne précision avec ce type de données. Cette étude révèle également l'importance de l'utilisation d'un paramètre polarimétrique, l'entropie de Shannon, pour l'étude du degré d'ouverture de la canopée, qui ne peut être réalisée à partir d'images optiques. Par conséquent, les images radar THRS permettent à la fois de détecter avec précision les réseaux de haies boisées dans les paysages agricoles et de caractériser leur structure.

Cette information peut être exploitée pour des études en écologie du paysage notamment. En effet, elle pourrait permettre de calculer des métriques paysagères afin d'analyser la fonction des haies en tant que corridors de dispersion pour des espèces inféodées au milieu forestier.

Les travaux relatifs à ce chapitre ont fait l'objet de valorisations scientifiques (Annexe D):

Betbeder, J., Nabucet, J., Pottier, E., Baudry, J., Corgne, S., Hubert-Moy, L., 2014. Detection and Characterization of Hedgerows Using TerraSAR-X Imagery. Remote Sens. 6, pp 3752–3769. doi:10.3390/rs6053752

Dufour, S., Bernez, Y., **Betbeder, J.**, Corgne, S., Hubert-Moy, L., Nabucet, J., Rapinel, S., Swatschuk, J., Trollé, C. 2013. Monitoring restored riparian vegetation: how can recent developments in remote sensing sciences help? Knowledge and management of aquatic ecosystems, 410, 10

CHAPITRE VI. EVALUATION D'INDICATEURS ET DE METRIQUES PAYSAGERES DERIVEES DES IMAGES OPTIQUES ET RSO POUR EXPLIQUER LA DISTRIBUTION D'UN MODELE ESPECE

SOMMAIRE

VI.1.INTRODUCTION	138
VI.2. MATERIELS ET METHODES	139
VI.2.1. Site d'étude	139
VI.2.2. Données de télédétection	139
VI.2.3. Relevés terrain : abondance des peuplements de carabiques forestiers	140
VI.2.4. Extraction du réseau de haies	141
VI.2.4.1. Prétraitements des données de télédétection	142
VI.2.5. Evaluation globale de la relation entre les données de télédétection et la distribution des carabes dans le paysage	143
VI.2.5.1. Analyse multi-échelle de la structure du réseau de haies	144
VI.2.5.2. Caractérisation multi-échelle du degré d'ouverture de la canopée des haies	145
VI.2.5.3. Relations entre les métriques paysagères, les variables dérivées des données de télédétection et la distribution de l'abondance des carabes forestiers	146
VI.3. RESULTATS	148
VI.3.1. Peuplements de carabes forestiers	148
VI.3.2. Extraction du réseau de haies	148
VI.3.3. Relations entre la distribution de l'abondance des carabes forestiers et les métriques caractérisant la structure du réseau de haies et la structure de la canopée à différentes échelles	149
VI.3.3.1. Evaluation de la qualité de l'habitat (dérivée de l'image RSO) pour expliquer la distribution spatiale des carabes forestiers	150
VI.3.3.2. Evaluation globale de la relation entre les métriques et les variables dérivées des données de télédétection et la distribution de l'abondance des carabes forestiers.	151
VI.4. DISCUSSION	152
VI.5. CONCLUSION	155

VI.1.Introduction

Les études en écologie visant à expliquer et à prédire la distribution des espèces ou la variabilité spatiale de la richesse spécifique en espèces dans les paysages ont besoin de données précises pour quantifier la structure et l'organisation des habitats (St-Louis et al. 2009). En effet, la compréhension de la distribution spatiale des espèces est directement liée à la capacité de caractériser les conditions environnementales qui expliquent la répartition de la biodiversité. Les données de télédétection permettent aujourd'hui de fournir des informations environnementales précises, sur de larges étendues, à différentes résolutions spatiales et temporelles. A partir de ces données, il est en effet possible de réaliser des cartographies de l'occupation du sol de manière automatique (Kerr and Ostrovsky 2003), d'étudier les propriétés biophysiques de la couverture végétale (Turner et al. 2003; Jacquemoud et al. 2009) ou encore d'étudier leurs propriétés structurelles (Lee and Pottier 2009).

L'objectif de cette étude est de tester les informations fournies par l'imagerie RSO par rapport aux informations dérivées des photographies aériennes et des images SPOT-5 pour des applications en écologie et plus particulièrement pour expliquer l'abondance des espèces au sein d'un paysage. Cette évaluation a été réalisée au niveau d'un réseau de haies localisé en Bretagne (France).

Une question récurrente en écologie du paysage est de déterminer le caractère «forestier» des réseaux de haies d'un paysage (Forman and Baudry 1984). En effet, la structure des haies (nombre de strates, couverture de la canopée, couverture arbustive, largeur, etc) est une variable importante pour déterminer la qualité de l'habitat pour de nombreuses espèces de plantes et d'animaux (Le Coeur 1996). Dans la majorité des études en écologie, les informations sur la fragmentation des réseaux de haies et sur la couverture de la canopée sont récoltées à l'aide d'enquêtes de terrain précises (Baudry et al. 2000). Par conséquent, ce type de paysage est adapté à notre test, puisque sa configuration contrôle la composition en espèces, aussi bien à l'échelle du paysage (structure du réseau de haies) qu'à l'échelle locale (structure interne de la haie).

Certaines études de télédétection portant sur la cartographie des éléments du paysage ont montré que les images satellitaires THRS sont bien adaptées à la cartographie du réseau de haies dans les paysages agricoles (Aksoy et al. 2008; Vannier and Hubert-Moy 2010; Bargiel 2013). Vannier et al. (2011) ont montré 1) l'influence des résolutions spatiales et spectrales des images optiques pour l'extraction des haies et 2) comment l'information structurelle des cartes produites à partir de données de télédétection HRS et THRS permettait d'expliquer la distribution des espèces.

Dans le chapitre précédent, nous avons montré le potentiel des images TerraSAR-X pour la détection du réseau de haies et la quantification du degré d'ouverture de la canopée des haies. Une relation a été établie entre un indicateur polarimétrique, dérivé des données RSO, l'entropie de Shannon, et le degré d'ouverture de la canopée dérivé de données terrain

(mesuré à partir de photographies hémisphériques). Dans cette étude, nous émettons l'hypothèse que l'imagerie TerraSAR-X est capable de fournir des informations plus pertinentes que celle dérivées de photographies aériennes ou d'images SPOT-5 pour expliquer la distribution des espèces dans un paysage bocager. En effet, les données radar permettent d'explorer à la fois la structure interne de la haie et la structure du réseau. Comme modèle biologique, nous avons choisi les coléoptères carabiques forestiers, puisque leur écologie (Thiele 1977; Burel 1989; Aviron et al. 2005) et leurs relations avec la structure du paysage sont aujourd'hui bien connues. Les carabes (*Coleoptera*, *Carabidae*) sont des indicateurs de la qualité de l'environnement mais sont également très sensibles aux évolutions de celui-ci (Kromp 1999; Pearson 1994).

VI.2. Matériels et méthodes

VI.2.1. Site d'étude

La zone d'étude correspond au mini réseau B localisé dans le site de Pleine Fougères. Une présentation de ce site est disponible chapitre 4, section IV.2.1. Ce site présente un réseau de haies moyennement dense qui offre des structures de canopée contrastées liées aux pratiques de gestion agricoles (Baudry and Jouin, 2003).

VI.2.2. Données de télédétection

Trois types de données de télédétection ont été acquises : une image RSO TerraSAR-X, une image optique SPOT-5 et des photographies aériennes. Leurs caractéristiques sont résumées dans le tableau VI.1. Les données de télédétection ont été acquises sur deux années, 2012 et 2013. Nous émettons l'hypothèse que seuls de minimes changements ont pu se produire au niveau du réseau de haies au cours de cette période. L'image RSO a été acquise à la fin de l'hiver lorsque les arbres n'avaient pas de feuilles (Février) de manière à pouvoir évaluer la structure interne de la canopée (Betbeder et al. 2014c).

Table VI. 1. Caractéristiques des données de télédétection.

	TerraSAR X	SPOT-5	Photographies aériennes
Dates	16/02/2013	30/09/2012	14/07/2013
Résolution spatiale (m)	1.5 (High resolution spotlight)	2.5	0.5
Bandes	Bande X (3.1 cm, 9.65 GHz)	B1 (vert): 0.5-0.59 μm B2 (rouge): 0.61-0.68 μm B3 (PIR): 0.78-0.89 μm B4 (MIR): 1.58-1.75 μm	Panchromatique
Polarisation	Polarisation double (HH/VV)		
Angle d'incidence	37° (ascendant droit)	8.5°	Nadir
Type de carte	Raster (1.5 m de résolution) représentant les haies comme des objets, avec le degré d'ouverture des canopées associé (mesurées à partir de l'entropie de Shannon)	Raster (2.5 m de résolution) représentant les haies comme des objets homogènes	Raster (5m de résolution) représentant les haies comme des lignes

VI.2.3. Relevés terrain : abondance des peuplements de carabiques forestiers

L'échantillonnage des peuplements de carabiques forestiers a été effectué dans 45 haies entre Avril et Septembre 2013. Le protocole d'échantillonnage est détaillé dans le chapitre 4 section IV.5.1.1. Les haies ont été sélectionnées de manière à maximiser la diversité de structures de la canopée. Le degré d'ouverture de la canopée a été quantifié à l'aide de l'image RSO. En effet, nous avons montré dans le chapitre précédent que l'indice d'entropie de Shannon (SE) dérivé des images RSO est directement lié au degré d'ouverture de la canopée. Des valeurs élevées de SE correspondent à un couvert forestier dense et *vice-versa*. La figure 2 présente les valeurs des degrés d'ouverture de la canopée (valeurs d'entropie de Shannon détectées par imagerie RSO) présentes sur l'ensemble des haies du réseau étudié, et les valeurs des haies échantillonnées dans le cadre des inventaires biologiques. L'histogramme (Figure VI.1.b) présentant la fréquence des valeurs de SE mesurées sur les haies échantillonnées montre que celles-ci sont très hétérogènes (allant de -2 à 1). Ces valeurs sont représentatives des différents types de structures de canopée rencontrées sur le site d'étude. En effet, l'histogramme représentant la fréquence des valeurs de l'entropie de Shannon au sein des haies de l'ensemble du réseau montre que les valeurs s'étalent de -5 à 3 avec une majorité de valeurs comprises entre -2 et 1 (Figure VI.1. a).

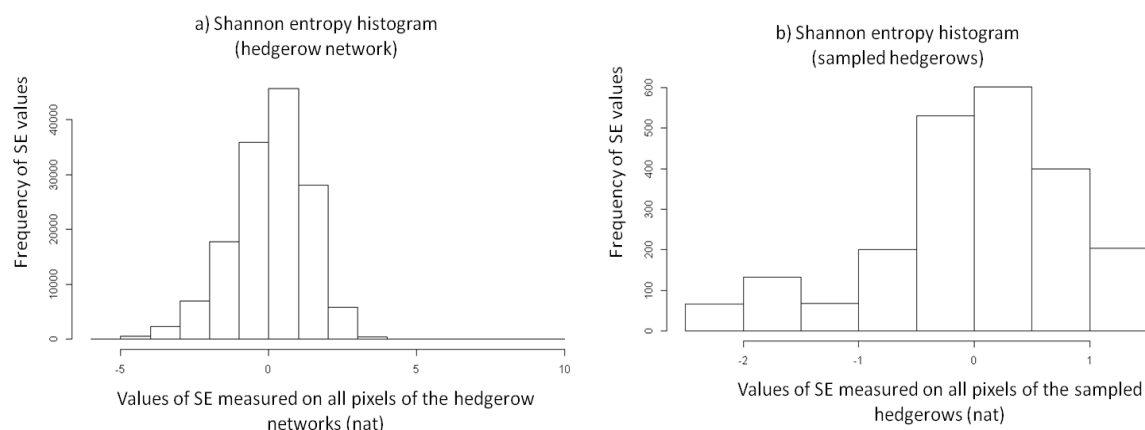


Figure VI. 1. Fréquence des degrés d'ouverture de la canopée de l'ensemble des haies détectés par imagerie RSO (mesure des valeurs d'entropie de Shannon pour tous les pixels haies) du site d'étude (a) et fréquence des degrés d'ouverture de la canopée des haies échantillonnées dans le cadre des inventaires de peuplements carabiques forestiers détectés par imagerie RSO (valeurs d'entropie de Shannon mesurées pour les pixels des haies échantillonnées) (b).

La distance moyenne entre deux points d'échantillonnage était d'environ 60 m (minimum : 35 m et maximum 230 m), soit une distance beaucoup plus importante que la capacité de dispersion d'un carabe. Loreau and Nolf (1993) ont en effet montré qu'un carabe forestier tel *qu'Abax parallelepipedus*, l'une des espèces les plus abondantes de carabiques forestiers, pouvait se déplacer au maximum de 1.8 sein des haies. L'espèce présente une activité-densité maximum au printemps et à l'automne. Loreau and Nolf (1993) ont ainsi estimé que l'aire de répartition d'une population d'*Abax papallelepipedus* était d'environ 660 m², 25 m X 25 m. Charrier et al. (1997) ont trouvé des résultats similaires pour les bois et une gamme de valeurs allant de 15 à 20 m au sein des haies. L'espèce possède une activité-densité maximum au printemps et à l'automne.

VI.2.4. Extraction du réseau de haies

La première partie de la méthodologie consiste à extraire le réseau de haies à l'aide de données de télédétection satellitaires ou aéroportées (photographies aériennes) (Figure VI.2.). Dans un premier temps, les données ont été prétraitées afin de corriger toute déformation due aux caractéristiques du capteur et aux conditions d'acquisition de l'image. Dans un second temps, différents paramètres ont été calculés à partir de ces images de manière à pouvoir les classer pour extraire le réseau de haies.

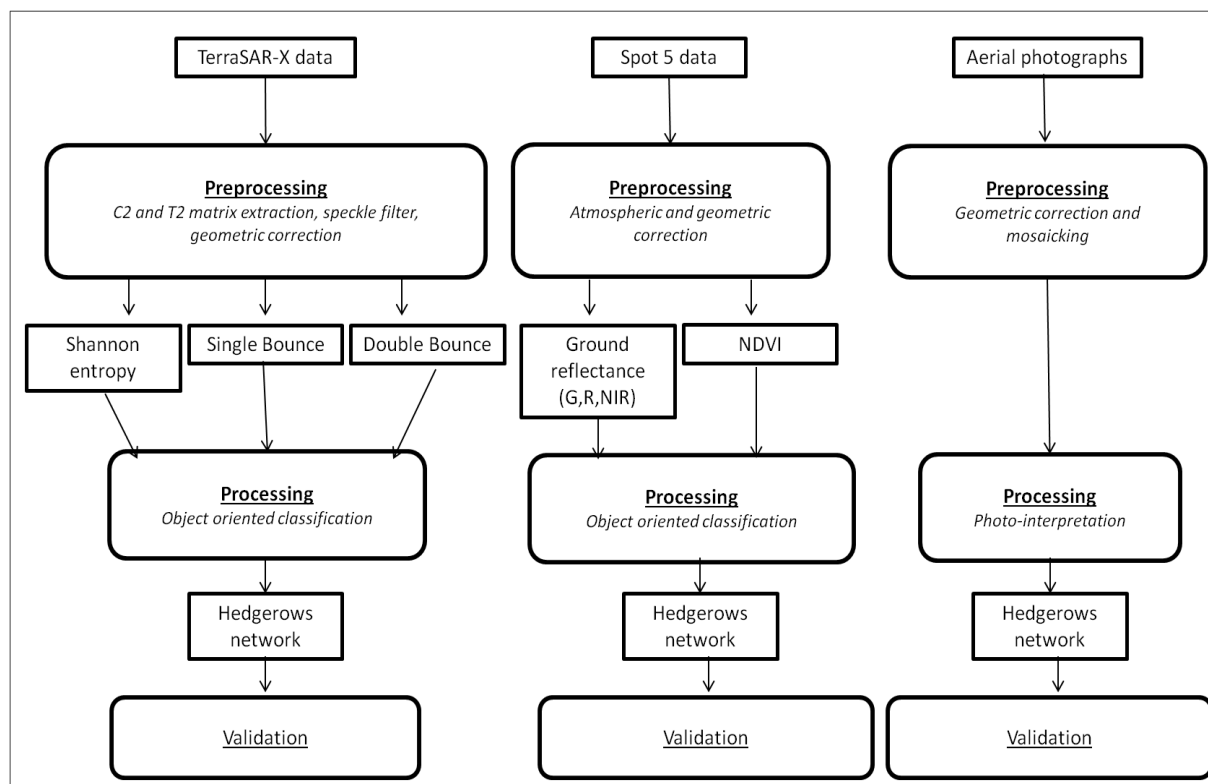


Figure VI. 2. Organigramme de prétraitements et de traitements des images satellitaires ou aéroportées pour l'extraction du réseau de haies.

VI.2.4.1. Prétraitements des données de télédétection

Les images radar et optique ont tout d'abord été prétraitées en suivant la démarche présentée dans le chapitre 4. A partir de l'image radar nous avons dérivé 3 paramètres polarimétriques : l'entropie de Shannon, le simple rebond et le double rebond. A partir de l'image optique, nous avons calculé les réflectances dans les bandes du rouge, du vert et du proche infrarouge (PIR) ainsi qu'un indice de végétation, l'indice de végétation normalisé (NDVI). Nous avons choisi de retenir le NDVI, car il est sensible à la biomasse des couverts végétaux jusqu'à un certain seuil (Tucker 1979).

Les photographies aériennes ont été acquises par un vecteur Ultra Léger Motorisé (ULM) lors d'un vol d'été en 2013. Elles ont toutes été géoréférencées et mosaïquées.

VI.2.4.2. Traitement des données de télédétection pour l'extraction du réseau de haies

Une approche orientée objet a été utilisée pour classer les images SPOT-5 et TerraSAR-X de manière à extraire les haies boisées (Benz et al. 2004) (Figure VI.2.). L'approche orientée objet consiste à classer des groupes homogènes de pixels en utilisant des informations spatiales et contextuelles (Blaschke and Strobl 2001). La classification a été réalisée à l'aide du logiciel eCognition (DEFINIENS 2004).

La méthodologie développée dans le chapitre précédent a été appliquée pour extraire le réseau de haies à partir de l'image TerraSAR-X acquise en hiver (chapitre 5).

Afin d'extraire le réseau de haies à partir de l'image optique SPOT-5, nous avons dans un premier temps utilisé une segmentation multi-seuils pour générer des objets en fonction de leur échelle, réflectance, forme, compacité et lissage. Le premier critère (celui de l'échelle) correspond au niveau d'agrégation souhaité des pixels. Ainsi, plus ce critère est petit, plus la taille des objets se rapproche de la taille du pixel et *vice-versa*. Les deux autres critères (la réflectance et la forme) sont liés, le poids de l'un déterminant le poids de l'autre (leur somme est égale à 100%). Enfin, les critères de compacité et de lissage, également liés, déterminent la composition du facteur de forme. Par exemple, si le critère de lissage est de 90%, celui de la compacité sera de 10% et les objets auront une forme lisse et arrondie. Une fois la phase de segmentation accomplie, un seuil a été défini pour l'indice de végétation normalisé (NDVI) de manière à extraire les haies. En effet, celles-ci présentent des valeurs plus élevées de NDVI que les autres types d'occupation du sol (par exemple les prairies, les cultures et les sols nus).

La carte du réseau de haies provenant des photographies aériennes a été produite à partir d'une numérisation manuelle à l'aide du logiciel ArcGIS 10.0. La carte qui en résulte représente chaque haie par une ligne brisée, objet communément utilisé pour les figurer (Forman and Baudry 1984). Dans ce cas, seule la localisation des haies est visible, il n'y a pas d'information concernant la largeur de la canopée ou sa structure interne. La carte a ensuite été rastérisée avec une résolution de 5 m.

En résumé, nous avons réalisé : 1) une carte du réseau de haies obtenue à partir des photographies aériennes, les haies étant représentées par des lignes; 2) une carte du réseau de haies représentant leur emprise au sol obtenue à partir de l'image SPOT-5, cette carte fournissant des informations sur la largeur de leur canopée ; 3) une carte du réseau de haies obtenue à partir de l'image TerraSAR-X, cette carte présentant des informations à la fois sur la largeur de la canopée et sur le degré d'ouverture de celle-ci (entropie de Shannon (Table VI.1.)).

Trente points GPS ont été relevés au sein des haies et 30 points au sein des parcelles agricoles à l'aide d'un DGPS (Trimble, précision de 0,10 m). La finesse de la classification a ainsi été évaluée à partir d'un indice de précision (pourcentage de pixels correctement classifiés) puisque nous ne considérons que 2 classes (« haies », « non haies »).

VI.2.5. Evaluation globale de la relation entre les données de télédétection et la distribution des carabes dans le paysage

La deuxième partie de la méthodologie consiste à évaluer les métriques paysagères et les variables dérivées des données de télédétection pour expliquer la distribution spatiale des peuplements de carabiques forestiers dans le paysage étudié (Figure VI.3). Nous avons ainsi calculé des métriques paysagères qui caractérisent la structure du réseau de haies à partir des cartes du linéaire bocager dérivées des images satellitaires optiques et des photographies aériennes. En parallèle, nous avons non seulement calculé les mêmes métriques paysagères à partir des données RSO, mais également utilisé une variable caractérisant le degré d'ouverture

de la canopée des haies (Entropie de Shannon) pour cartographier les habitats favorables pour les peuplements de carabiques forestiers.

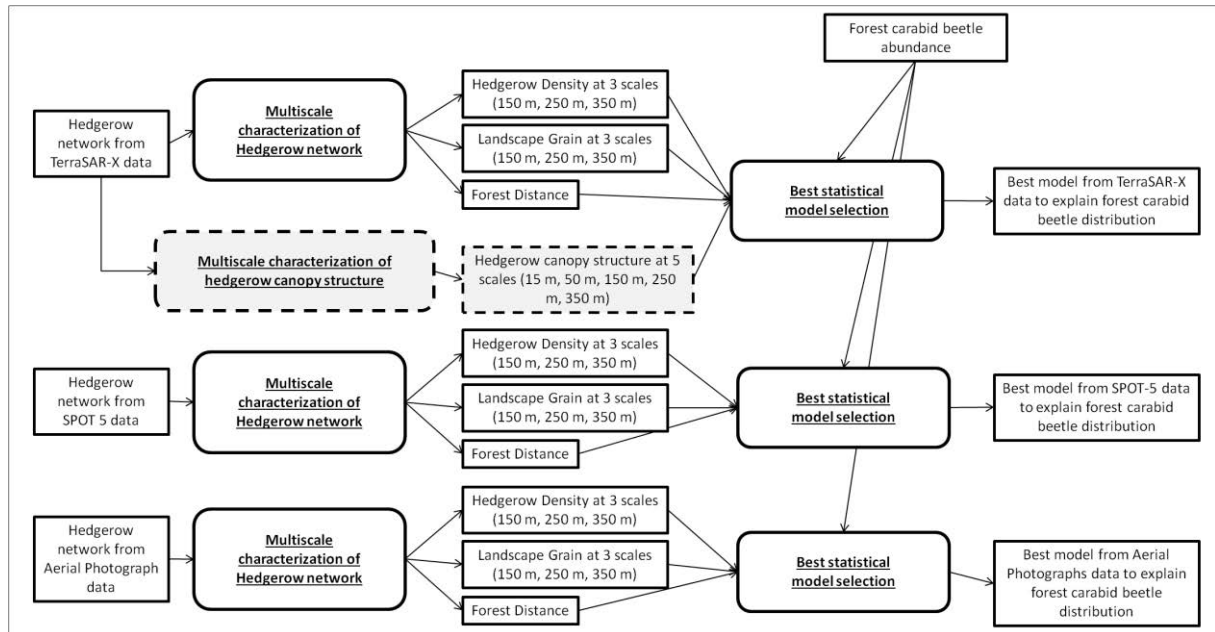


Figure VI. 3. Organigramme de l'évaluation globale de la relation entre les données de télédétection et la distribution spatiale des carabes forestiers.

VI.2.5.1. Analyse multi-échelle de la structure du réseau de haies

La structure du réseau de haies a été caractérisée à partir des trois cartes représentant le linéaire bocager, ces cartes étant dérivées des classifications d'images de télédétection. Pour ce faire, deux métriques paysagères ont été calculées à différentes échelles, la densité de haies et le grain du paysage, à l'aide de fenêtres de différentes tailles (150 m, 250 m, 350 m de diamètre). La densité de haies correspond à la surface couverte par les haies dans les différentes fenêtres. Le grain est une mesure du gradient d'ouverture du paysage qui permet de décrire des gradients de structures paysagères, allant de structures fermées, c'est-à-dire présentant de nombreux petits éléments (grains fins), à des structures ouvertes, c'est-à-dire présentant des éléments plus grands (grains grossiers) (tels que définis par Forman and Godron (1986), et adapté par Vannier et al. (2011) pour les réseaux de haies). Les réseaux de haies présentent de nombreuses discontinuités et, par conséquent, ne constituent pas des « mailles fermées ». La taille de ces mailles contrôle le climat local en réduisant la vitesse du vent et en capturant l'énergie solaire. Le grain est une métrique complémentaire à la densité de haies. En effet, à elle seule la densité de haies ne permet pas de caractériser un paysage bocager. Par exemple, deux paysages peuvent présenter des densités de haies similaires mais la structure du réseau peut être différente, ce qui génère des valeurs de grain différentes. En pratique, chaque pixel de la carte raster est classé en fonction de sa distance à la haie la plus proche. Quatre classes de distances ont été utilisées pour classer chaque pixel: (1) les haies (2) moins de 50 m de distance à la haie la plus proche, (3) distances comprises entre 50 et 100 m et (4) plus de 100 m de distance. Entre 50 et 100 m de distance, l'influence des haies diminue rapidement et pour des distances supérieures à 100 m, l'influence des haies (10 fois leur

hauteur) est négligeable (Caborn 1955). Nous avons ensuite calculé le nombre de pixels appartenant à chacune des quatre classes de distance dans des fenêtres de tailles différentes (150 m, 250 m, 350 m) centrées sur les points de piégeages des carabes forestiers. La formule suivante a été utilisée pour mesurer ensuite le grain du paysage. Il s'agit d'une adaptation de la méthode développée par Vannier et al. (2011).

$$\text{Grain du paysage} = (\text{classe}(3) + \text{classe}(4)) / (\text{classe}(2) + \text{classe}(3)) \quad (\text{VI.1})$$

Ainsi, lorsque le nombre de pixels situés à plus de 50 m des haies dans le paysage est élevé, le paysage est dit à grain grossier, et lorsqu'il est petit (minimum 0) le grain est fin.

VI.2.5.2. Caractérisation multi-échelles du degré d'ouverture de la canopée des haies

Dans le chapitre précédent, nous avons établi une relation entre l'entropie de Shannon dérivée de l'image TerraSAR-X et le degré d'ouverture de la canopée des haies. Comme expliqué précédemment, cette métrique a des valeurs élevées pour des canopées présentant des couvertures végétales denses et dont les branches sont très entremêlées. A l'inverse, une structure simple de branches « droites » à faible couvert forestier engendre de faibles valeurs d'entropie de Shannon. Le but de cette section est d'identifier la gamme des valeurs de l'entropie de Shannon qui représente les degrés d'ouvertures de la canopée des haies permettant au mieux d'expliquer la distribution des peuplements carabiques forestiers dans le paysage. En d'autres termes, cette variable permet d'étudier la qualité de l'habitat pour les carabes forestiers, notre objectif étant de cartographier les habitats les plus favorables.

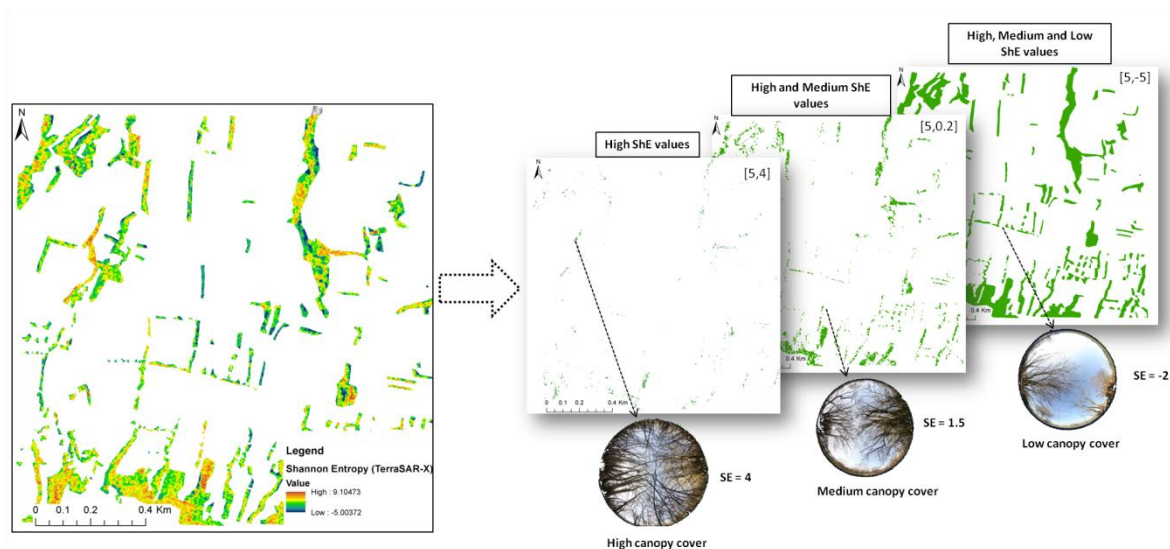


Figure VI. 4. Exemples de cartes produites à partir de l'entropie de Shannon dérivée de l'image TerraSAR-X. Chaque carte présente une gamme de valeur particulière traduisant le degré d'ouverture de la canopée des haies (illustré par les photographies hémisphériques).

Différentes cartes présentent les différentes plages de valeurs de l'entropie de Shannon, et donc reflètent les différents degrés d'ouverture des canopées (Fig. VI.4). Les

valeurs d'entropie de Shannon varient entre 5 et -5 pour les objets haies inclus dans le site d'étude. 5 représente les canopées les plus denses, qui ont de très faibles degrés d'ouverture et -5 les canopées les plus ouvertes (par exemple celle rencontrées sur des haies émondées). Nous savons que les carabes forestiers sont sensibles à la structure interne des haies (Burel 1989). Ainsi, à partir des valeurs maximales de l'entropie de Shannon (soit 5) qui représentent les couvertures forestières les plus denses, nous avons créé plusieurs cartes représentant différents couverts forestiers en ajoutant 0,1 à chaque intervalle de valeurs pour chaque nouvelle carte. Par exemple, les valeurs de la première carte sont comprises entre 5 et 4,9, celles de la deuxième carte entre 5 et 4,8, celles de la troisième carte entre 5 et 4,7, etc, et ce jusqu'à ce que l'intervalle de valeurs le plus large possible, à savoir celui compris entre -5 et 5, soit atteint (Figure VI.4). Les valeurs d'entropie de Shannon des haies échantillonnées pour le piégeage des carabes forestiers sont comprises entre -2 et 2 (Figure VI.4). Dans le chapitre précédent, nous avons montré que les principales variations du degré d'ouverture de la canopée des haies apparaissent pour des sauts de valeurs de 0,5. Un intervalle de 0,1 a ainsi été choisi de manière à être suffisamment fin pour détecter ces variations de structures.

En d'autres termes, nous avons créé des cartes présentant différentes structures de la canopée des haies. Les cartes présentant les plus fortes valeurs d'entropie de Shannon ont permis de spatialiser les haies ayant les canopées forestières les plus denses. Les cartes présentant les plus larges intervalles de valeurs d'entropie de Shannon ont permis de spatialiser l'ensemble des structures de canopée présentes sur le site d'étude, des plus ouvertes aux plus fermées. Ainsi, en ajoutant à chaque carte un intervalle de 0.1, nous avons ajouté de la variabilité dans les structures de canopée présentes. Au total, 150 cartes ont été produites. Pour chacune d'entre elles, nous avons mesuré la zone couverte par les gammes de valeurs de l'entropie de Shannon sélectionnée pour 5 tailles de fenêtres différentes (15 m, 50 m, 150 m, 250 m, 350 m) ces fenêtres étant centrées sur les échantillons carabes.

Des analyses statistiques ont ensuite été menées afin de trouver la «plage de valeurs» de l'entropie de Shannon qui permet au mieux d'expliquer la distribution spatiale des carabes forestiers. En suivant Legendre and Legendre (2012), l'abondance des carabes forestiers a été transformée en utilisant une fonction racine cubique de manière à obtenir une distribution normale. Des modèles généralisés linéaires mixtes (GLMM) ont ensuite été construits pour évaluer l'effet des structures de la canopée sur l'abondance des carabes forestiers. Chaque modèle construit a été estimé en utilisant le coefficient de détermination (R^2) et la p-value. Un seuil p-value $<0,05$ a été choisi pour évaluer la significativité des modèles.

VI.2.5.3. Relations entre les métriques paysagères, les variables dérivées des données de télédétection et la distribution de l'abondance des carabes forestiers

Les différentes métriques paysagères et les variables dérivées des données de télédétection ont été testées comme variables explicatives de la distribution spatiale des carabes forestiers. Un modèle a été réalisé par capteur, pour un total de trois modèles. Un résumé des variables explicatives testées est présenté dans le tableau VI.2.

Table VI. 2. Variables quantitatives explicatives testées sur la distribution de l'abondance des carabes forestiers.

	Photographies aériennes	SPOT-5	TerraSAR-X
Variables explicatives	Densité de haies (150 m, 250 m, 350 m)	Densité de haies (150 m, 250 m, 350 m)	Densité de haies (150 m, 250 m, 350 m)
	Grain du paysage (150 m, 250 m, 350 m)	Grain du paysage (150 m, 250 m, 350 m)	Grain du paysage (150 m, 250 m, 350 m)
			Proportion d'habitats favorables (15 m, 50 m, 150 m, 250 m, 350 m)

Des modèles généralisés linéaires mixtes (GLMM) ont été construits afin d'évaluer l'effet de la structure du réseau de haies dérivé des photographies aériennes et des images SPOT-5 et d'évaluer l'effet de la structure du réseau de haies et du degré d'ouverture de la canopée dérivés de l'image TerraSAR-X sur l'abondance des carabes forestiers. Nous avons effectué une sélection de modèle basée sur la comparaison des valeurs du critère d'information d'Akaike corrigé (AIC_c) (Burnham et al. 2011) et du R^2 -ajusté de manière à sélectionner les variables les plus explicatives de la distribution des peuplements de carabiques forestiers. Pour chaque capteur, tous les modèles possibles contenant un sous-ensemble de variables explicatives ont été ajustés aux données carabes et classés en fonction de leurs valeurs AIC_c et r^2 -ajusté. Les meilleurs modèles retenus présentaient les valeurs d' AIC_c les plus basses et les plus hautes valeurs de r^2 -ajusté (Burnham and Anderson 2002). Un seuil p-value $<0,05$ a été utilisé pour évaluer la significativité des modèles. Un test a également été réalisé afin de déterminer si les résidus de chaque modèle présentaient une autocorrélation spatiale. Pour ce faire, nous avons employé un test de I-Moran (Legendre and Legendre 2012). De plus, la corrélation entre les différentes variables explicatives (pour chaque capteur) mesurées à différentes échelles, présentait dans tous les cas un r^2 inférieur à 0,7 pour les variables similaires (densité ou grain). Pour les deux types de variables, la densité et le grain, la valeur maximale du r^2 était de 0,5 (Annexe A).

Enfin, de manière à quantifier le pouvoir prédictif du meilleur modèle sélectionné suite à l'étape précédente, une validation croisée a été réalisée en utilisant une méthode de type «leave-one-out» (Hastier et al. 2009). Une description de cette technique est disponible dans le chapitre III section III.5.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel R 2.9.0 (R core Development Core team 2010) et les packages Mumin 1.7.11 et qcc.

VI.3. Résultats

VI.3.1. Peuplements de carabes forestiers

9786 individus appartenant à 71 espèces ont été capturés. 1572 individus appartenaient à neuf espèces de carabes forestiers: *Abax parallelepipedus*, *Carabus granulatus*, *Carabus intricatus*, *nemoralis Carabus*, *Carabus problematicus*, *Pterostichus nigrata*, *Pterostichus Niger*, *Elaphrus Riparius*, *Pristonychus terricola*. Les individus appartenant à l'espèce *Abax parallelepipedus* représentaient 78% du total. Les carabes forestiers ont été inventoriés dans 39 des 45 points d'échantillonnage, avec une moyenne de 30 individus par point de prélèvement.

VI.3.2. Extraction du réseau de haies

Les cartes du réseau de haies obtenues à partir des classifications des images SPOT-5 et TerraSAR-X sont très fiables, la précision globale des classifications étant de 92% et 90% respectivement (tableau VI.3.). Les erreurs de classification sont principalement dues à une sous-estimation des haies émondées. En effet, la résolution spatiale des images SPOT-5 (2,5 m) et TerraSAR-X (1,5 m) est trop grossière pour les détecter de manière efficace.

Table VI. 3. Précision des classifications des haies obtenues à partir des images SPOT-5 et TerraSAR-X.

Capteur	Pourcentage de pixel correctement détectés	Pourcentage de pixels sur-estimés	Pourcentage de pixels sous-estimés
SPOT-5	92%	0%	8%
TerraSAR-X	90%	0%	10%

Nous pouvons noter que la discontinuité du réseau de haies détecté par l'image RSO (Figure VI.5) est principalement due à la présence de trouées au sein des haies (visibles sur la Figure V.1.). Ces trouées sont liées aux pratiques agricoles effectuées sur les haies. Ce point est à souligner, puisqu'en comparaison des données optiques, acquises le plus souvent en été pendant les périodes sans nuages, les données radar permettent d'obtenir une meilleure cartographie des discontinuités du réseau de haies. En effet, en été, les arbres sont feuillus, et l'acquisition des données optiques au nadir ne permet pas de détecter les trouées des haies « cachées » par les canopées des arbres constituant ces linéaires bocagers. La discontinuité du réseau constitue toutefois une source d'information pertinente pour étudier des modèles de distribution des espèces (Burel and Baudry 1990).

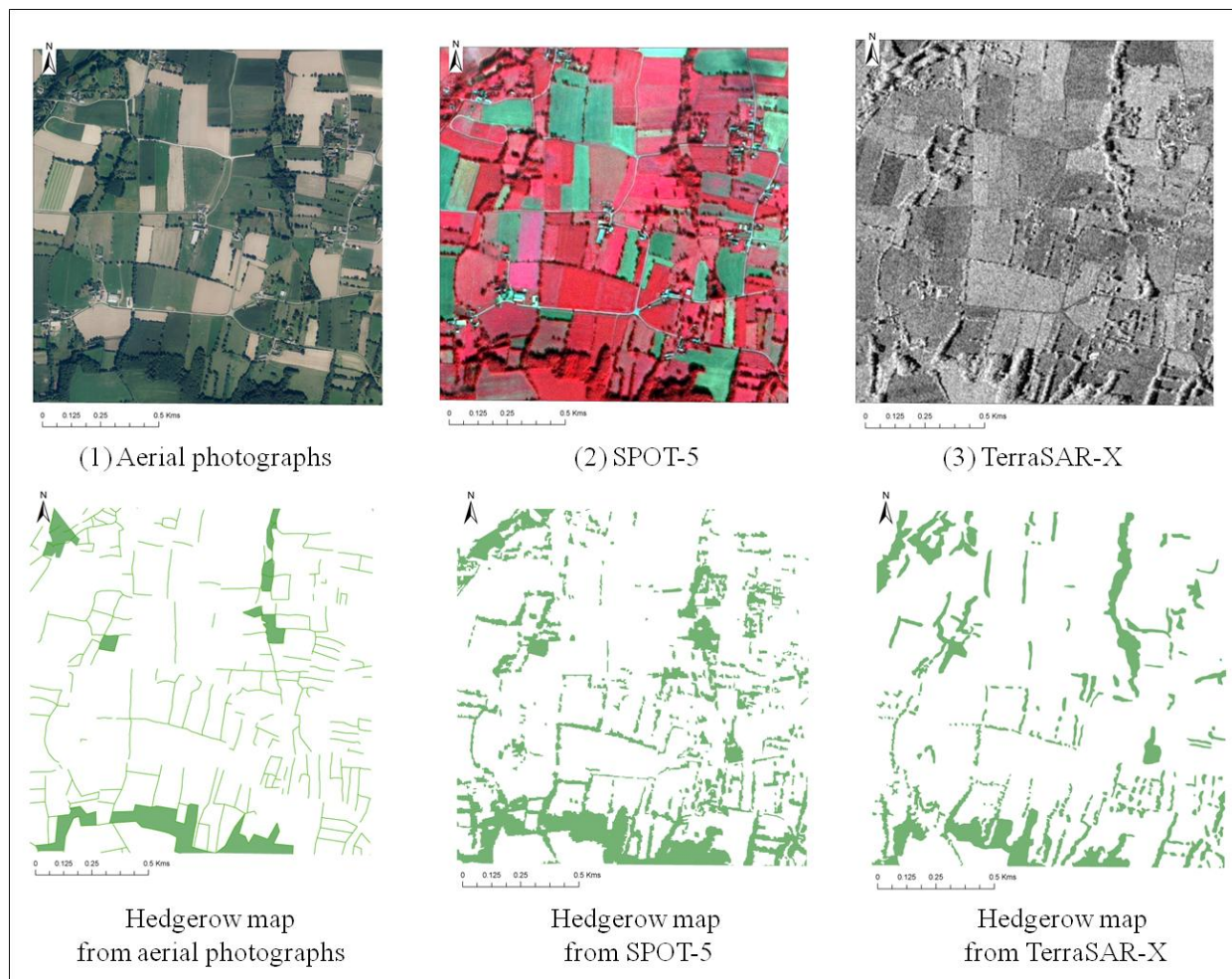


Figure VI. 5. Cartes du réseau de haies issues des classifications des photographies aériennes, de l'image SPOT-5 et de l'image TerraSAR-X.

Des régressions linéaires entre les métriques paysagères extraites de ces trois capteurs ont été testées (Annexe B). Les métriques paysagères dérivées des deux images satellitaires sont fortement corrélées, en particulier la densité de haies. Les corrélations entre les métriques paysagères dérivées des photographies aériennes et les métriques paysagères dérivées des données satellitaires sont plus faibles, comprises entre 0,4 et 0,8 (Annexe B).

VI.3.3. Relations entre la distribution de l'abondance des carabes forestiers et les métriques caractérisant la structure du réseau de haies et la structure de la canopée à différentes échelles

Dans un premier temps, nous avons identifié les habitats favorables aux peuplements de carabiques forestiers à partir de l'évaluation de la qualité des haies par imagerie RSO. Pour ce faire, nous avons identifié quelle était la gamme de valeurs de l'entropie de Shannon qui permettait au mieux d'expliquer la distribution des peuplements de carabiques forestiers. Dans un second temps, nous avons examiné, indépendamment pour chaque capteur, la combinaison de variables et de métriques paysagères qui expliquait au mieux la distribution des carabes forestiers dans le paysage.

VI.3.3.1. Evaluation de la qualité de l'habitat (dérivée de l'image RSO) pour expliquer la distribution spatiale des carabes forestiers

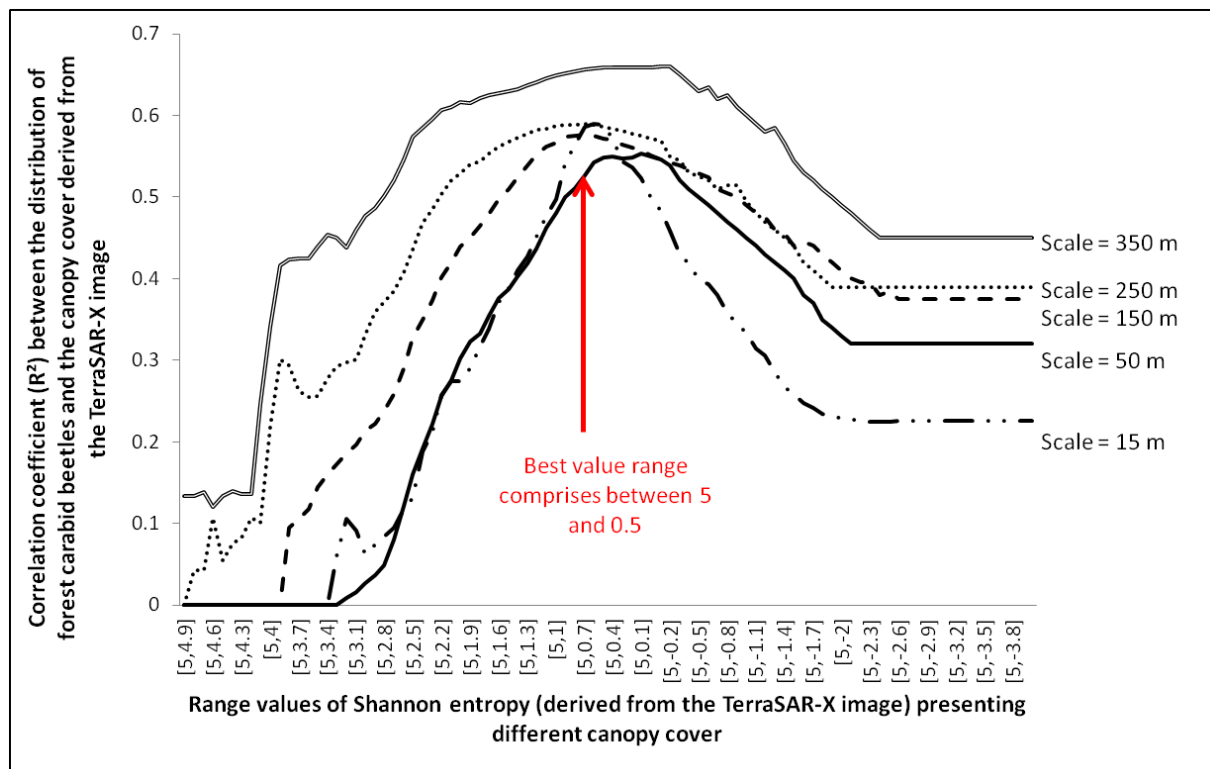


Figure VI. 6. Résultats des régressions linéaires entre les cartes dérivées de l'entropie de Shannon, représentant la surface occupée par différentes structures de canopée et la distribution de l'abondance des carabes forestiers.

Dans cette partie, nous avons testé différentes qualités d'habitats (haies présentant des structures plus ou moins fermées) pour expliquer la distribution des peuplements de carabiques forestiers. La figure VI.6 montre l'évolution du coefficient de corrélation (R^2) entre la distribution des carabes forestiers et la surface occupée par des haies présentant différentes structures de canopée, mesurée dans des zones tampons de tailles différentes (15 m, 50 m, 150 m, 250 m, 350 m). Nous pouvons observer (Figure VI.6) qu'à toutes les échelles, la même plage de valeur de l'entropie de Shannon explique de manière optimale la distribution spatiale des carabes forestiers. Cette plage de valeurs est comprise entre 5 et 0,5 (r^2 d'environ 0,6). En d'autres termes, quelle que soit l'échelle, la proportion de haies présentant une couverture de canopée élevée (ou faible degré d'ouverture) identifiée par une gamme de valeurs d'entropie de Shannon comprise entre 5 et 0.5 permet d'expliquer entre 50 et 60 % de la variance de distribution des peuplements de carabiques forestiers. Cette métrique (surface couverte par les pixels correspondant aux haies présentant une forte couverture végétale) mesurée à différentes échelles a été introduite dans le modèle statistique RSO comme variable explicative, et ce en plus des métriques caractérisant la structure du réseau de haies.

VI.3.3.2. Evaluation globale de la relation entre les métriques et les variables dérivées des données de télédétection et la distribution de l'abondance des carabes forestiers.

Nous avons dans un premier temps évalué le pouvoir explicatif des métriques caractérisant la structure du réseau de haies (c'est-à-dire la densité de haies et le grain du paysage mesurés à 3 échelles) dérivées de l'image optique SPOT-5 et de la photographie aérienne, pour expliquer la distribution spatiale des carabes forestiers. Selon l'AICc et le r^2 ajusté de l'ensemble des modèles testés, les variables les plus significatives pour expliquer l'abondance des carabes forestiers dans le paysage sont la distance à la forêt et le grain du paysage mesuré à une échelle de 250 m. Les régressions linéaires multiples associant ces deux variables présentent l'AICc le plus faible et le r^2 -ajusté le plus élevé (AICc = 115 et R^2 ajusté = 0,55 pour SPOT-5 et AICc = 116 et R^2 ajusté = 0,55 pour les photographies aériennes). Ainsi, les métriques paysagères « distance à la forêt » et « grain du paysage mesuré à une échelle de 250 m » dérivées d'une image optique THRS ou de photographies aériennes expliquent 55% de la variance de la distribution des carabes forestiers. Ce résultat semble logique, étant donné que toutes les variables explicatives issues des photographies aériennes, ou des images SPOT-5 étaient très fortement corrélées (Annexe B).

Dans un second temps, nous avons évalué le pouvoir explicatif des métriques dérivées de l'image TerraSAR-X pour expliquer la distribution spatiale des peuplements de carabiques forestiers. Ces métriques caractérisent 1) la structure du réseau de haies (c'est-à-dire la densité de haies et le grain du paysage mesurés à 3 échelles) et 2) la structure de la canopée (nombre de pixels présentant des valeurs d'entropie de shannon comprises entre 0,5 et 5, reflétant les structures de canopée dense, à 3 échelles). Le meilleur modèle montre que l'abondance des carabes s'explique à la fois par la distance à la forêt et la surface de haies présentant des structures de canopée denses à deux échelles: l'échelle locale (soit 15 m) et l'échelle du paysage (soit 350 m) (AICc = 91 et ajusté r^2 -ajusté = 0,81). En d'autres termes, la distance à la forêt et la proportion d'habitat de bonne qualité pour les carabiques forestiers mesurée à deux échelles permettent d'expliquer 80% de la variance de distribution des peuplements de carabiques forestiers.

Les meilleurs modèles issus des données TerraSAR-X, SPOT-5 ou des photographies aériennes sont présentés dans l'annexe C. Les modèles ont été considérés comme différents lorsque la différence entre leur AICc était supérieure à quatre (Burnham and Anderson 2002).

La méthode «leave-one-out» a ensuite été appliquée au meilleur modèle, qui est celui qui a été dérivé de l'image TerraSAR-X (c'est à dire l'abondance de carabes = « zone de couvert forestier dense à 15 m » + « zone de couvert forestier dense à 350 m » + « distance à la forêt »). Les résultats montrent que ce modèle a un fort pouvoir prédictif, puisqu'il présente un r^2 de 0.8 entre les valeurs prédites et les valeurs observées et une erreur quadratique moyenne égale à 0,0006 (figure VI.7).

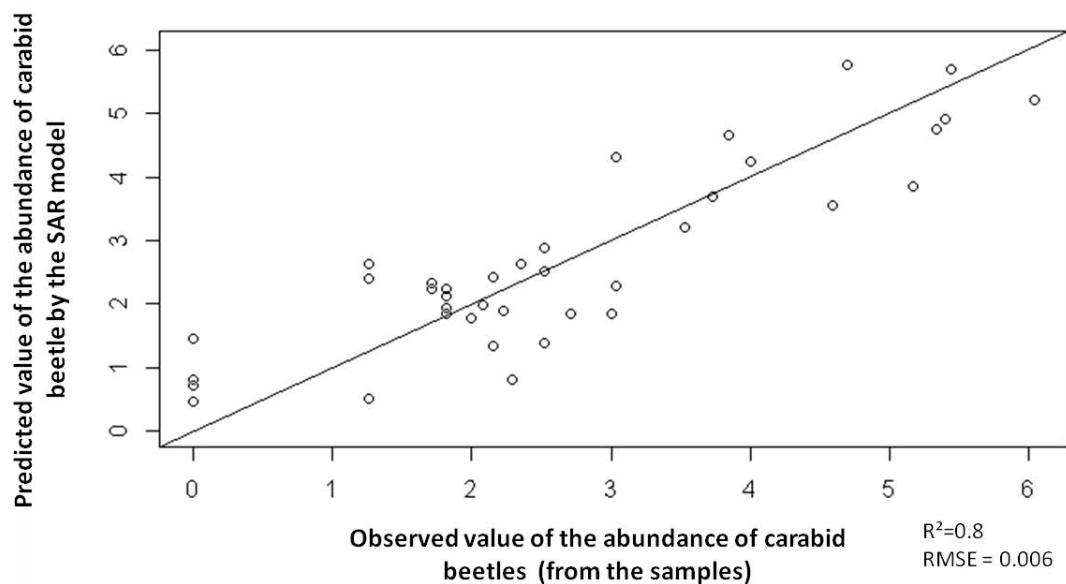


Figure VI. 7. Résultat de la méthode “leave-one-out” appliqué au modèle TerraSAR-X.

VI.4. Discussion

La structure interne des haies est une variable importante pour de nombreuses espèces qui ne se développent que dans les haies denses. Charrier et al. (1997) ont montré que la densité de végétation des haies dans les paysages agricoles était une variable importante pour expliquer la survie des espèces forestières, et que la qualité des haies influençait directement leur rôle en tant que corridor écologique pour la diffusion des espèces. En revanche, nous pouvons noter que les haies denses peuvent jouer un rôle de barrière, constituer un obstacle pour certaines espèces de papillons (Mauremooto et al. 1995). Burel (1987) a montré que la structure interne des haies interagit avec leur fonction de corridor en contrôlant la présence et l'abondance des espèces de carabes forestiers. Les haies constituées de seulement quelques arbres sans strates herbacées ne peuvent pas servir d'habitat à des espèces de carabes forestiers. Cela peut être dû à l'effet source/puits, puisqu'un bois peut, par exemple, agir comme une source continue de carabes forestiers pour les réseaux de haies. Néanmoins, la plupart des études en écologie du paysage qui reposent sur la structure du réseau de haies pour expliquer la distribution spatiale des espèces présentes dans les haies, ne prennent pas en compte la structure interne des haies (Le Féon et al. 2013; Billeter et al. 2008). Ce fait est principalement lié à la difficulté d'évaluer et de quantifier les structures internes des haies à partir d'observations menées sur le terrain. Par conséquent, il est très important de développer des méthodes utilisant des images de télédétection telles que des images radar TerraSAR-X, qui peuvent être utilisées pour réaliser un suivi de la structure de la canopée des haies dans le temps et pour détecter les trouées au sein des réseaux bocagers. Notre approche, qui analyse la combinaison de l'imagerie satellitaire et de données biologiques comme le préconise Pettorelli

et al. (2014), représente une avancée dans l'utilisation des données de télédétection pour des applications en écologie.

Nous avons établi une forte corrélation entre la surface couverte par les haies présentant des canopées denses et l'abondance des carabes forestiers à deux échelles, l'échelle locale et l'échelle du paysage. L'originalité de notre approche réside dans le fait que nous avons utilisé des images radar pour des applications en écologie et que nous n'avons pas utilisé de segmentation *a priori* des données de télédétection puisque nous avons cherché la meilleure segmentation possible en fonction des données biologiques. Ceci implique que la segmentation peut être différente d'un autre groupe d'espèces à un autre. De plus, les images radar fournissent des cartes quantitatives tandis que la majorité des cartes utilisées en écologie du paysage sont catégoriques (qualitatives). Ainsi ce procédé de segmentation ne peut pas être appliqué à ces dernières.

En ce qui concerne l'extraction du réseau de haies, cette étude confirme que les images radar et les images optiques peuvent être utilisées indifféremment. En effet, les classifications orientées objet d'images SPOT-5 ou TerraSAR-X ont permis d'extraire le réseau de haies avec une très bonne précision (pourcentage de pixels correctement détectés = 92% pour l'image optique et 90% pour l'image RSO). Ces résultats sont comparables à ceux obtenus dans des études similaires visant à développer des méthodes pour extraire automatiquement les éléments linéaires du paysage tels que les haies à partir de données THRS optiques (Wiseman et al. 2009; Tansey et al. 2009 ; Czerepowicz et al, 2012) ou radar (Bargiel 2013). Par conséquent, les métriques paysagères utilisées afin de caractériser la structure du réseau de haies peuvent être obtenues de manière indifférente à partir de la carte des haies dérivée de l'image optique ou de l'image radar. En effet, les métriques paysagères dérivées des données radar et des données optiques sont fortement corrélées. Elles fournissent ainsi des renseignements similaires pour expliquer la distribution spatiale des carabes forestiers.

Cependant, le couvert de la canopée des haies ne peut être caractérisé à partir de données de télédétection optiques passives. Bien que de nombreux modèles aient été développés pour décrire la structure du couvert en utilisant des données optiques THRS, les types de végétation tels que les prairies, les arbustes et les arbres présentent des valeurs de réflectance similaires et ne peuvent être distingués (Jacquemoud et al. 2009). Parmi les données actives de télédétection, les données LIDAR et radar ont déjà montré leur potentiel pour évaluer la structure interne des arbres (Treuhaff and Siqueira 2000 ; Popescu and Zhao 2008; Heinzl and Koch 2011; Kugler et al. 2014). Bien que l'information provenant de données LIDAR ait été utilisée avec succès pour prédire la diversité des assemblages carabiques forestiers dans des massifs forestiers en montagne (Müller and Brandl 2009), l'évaluation des informations provenant de données RSO n'a pas été étudiée jusqu'à présent. A notre connaissance, cette étude est la première à explorer le potentiel des images RSO et plus particulièrement d'un indicateur polarimétrique (l'entropie de Shannon) pour expliquer la distribution spatiale des carabes forestiers. En comparaison avec d'autres données de télédétection, dans notre cas une image SPOT-5 et des photographies aériennes, l'image TerraSAR-X a montré, dans cette étude, sa capacité à améliorer les modèles qui visent à

expliquer la distribution spatiale des carabes. Les résultats montrent que la proportion de haies présentant un couvert forestier dense (valeurs d'entropie de Shannon comprises entre 0,5 et 5) à différentes échelles, est un bon prédicteur de la distribution spatiale des carabes dans les paysages (r^2 ajusté = 0,81 et RMSE = 0,006). En effet, cette variable explique mieux la distribution spatiale de l'espèce (AICc = 87 et r^2 = 0,81) que les modèles utilisant uniquement des métriques caractérisant la structure des réseaux de haies comme par exemple la « Densité de haies » ou le « grain du paysage » (AICc = 116 et r^2 = 0,55 pour les photographies aériennes et AICc = 115 et r^2 = 0,55 pour l'image SPOT-5). Les modèles utilisant des métriques dérivées de l'image SPOT-5 et des photographies aériennes ont montré que le grain du paysage mesuré à 250 m et la distance à la forêt sont les variables les plus importantes. Les résultats de cette étude sont conformes aux connaissances déjà établies sur l'impact de la structure du réseau de haies sur la distribution des peuplements de carabiques forestiers (Petit and Burel 1998 ; Vannier et al. 2011). La proportion de haies présentant des canopées denses mesurée à deux échelles a permis d'expliquer la distribution des peuplements de carabiques forestiers. L'échelle locale (soit 15 m) correspond à la présence d'habitats favorables aux populations forestières. Cette échelle correspond au domaine vital de l'espèce au sein d'une haie. L'échelle du paysage (soit 350 m) représente la répartition des haies de « bonne qualité » dans le paysage et pourrait être considérée comme l'échelle des méta-populations. Cette échelle joue également un rôle de la régulation du microclimat (Cleugh and Hughes 2002). Les résultats obtenus dans cette étude sont cohérents avec la théorie qui stipule que les processus à échelles multiples contrôlent la biodiversité (Levin 1992).

La valeur optimale de l'entropie de Shannon est la même pour toutes les échelles d'analyse, de 15 m à 350 m, confirmant ainsi que la structure de l'habitat et la structure du paysage présentent des effets synergiques et contrôlent le microclimat.

Dans tous les modèles, nous pouvons noter que la « distance de la forêt » est une variable importante pour expliquer la distribution des carabes. Ce résultat est en accord avec des études antérieures qui ont montré que la distance de la forêt est une variable écologique importante dans l'explication de la répartition spatiale des carabes (Burel 1989). Nos résultats ouvrent de nouvelles perspectives quant à une meilleure compréhension du rôle des structures et de la dynamique des réseaux de haies en tant que moteurs de la biodiversité. La distribution des espèces est cependant plus souvent contrôlée par l'évolution spatio-temporelle des structures paysagères que par la structure du paysage à un moment donné (Burel et al. 2013). Les images RSO pourraient ainsi être utilisées pour suivre la dynamique spatio-temporelle des structures du réseau de haies. Ceci serait utile pour répondre aux questions de dettes d'extinction ou de colonisation, c'est-à-dire les paysages et la répartition des espèces ne changeant pas à la même vitesse (Vellend et al. 2006).

Dans les zones rurales, les processus écologiques sont de plus en plus pris en compte dans les politiques publiques et dans la gestion du paysage, en particulier pour le maintenir ou restaurer des services écosystémiques (Lant et al. 2008). Par exemple, la plupart du temps, les réseaux écologiques font partie des plans d'aménagement (Opdam et al. 2006). Les réseaux de haies y sont souvent considérés comme des références. L'imagerie radar pourrait ainsi guider

les gestionnaires et aménageurs, en identifiant les haies présentant des structures de canopées denses, de manière à les préserver afin d'améliorer la survie des espèces carabiques forestières (Charrier et al. 1997). En outre, ce type de jeu de données quantitatives pourrait aider les scientifiques en écologie du paysage à établir de manière plus précise leurs plans d'échantillonnage, afin de contrôler certaines variables telles que la structure des haies sans effectuer d'inventaires terrain. La structure des haies dérivée des images TerraSAR-X pourrait également aider les scientifiques en hydrologie pour d'étudier le rôle des haies en tant que piège à nitrates.

En perspective, il serait intéressant de déterminer quelle est la valeur «fonctionnelle» de l'entropie de Shannon qui explique le mieux la distribution d'autres espèces comme les oiseaux (Arnold 1983; Hinsley and Bellamy 2000) ou les micro-mammifères (Michel et al. 2007). Il serait également intéressant de prendre en compte la phénologie des cultures environnantes et les pratiques agricoles appliquées aux haies telles que l'utilisation de pesticides, afin d'améliorer le modèle développé dans cette étude (Aude et al. 2004).

Plusieurs auteurs ont souligné le fait que les échelles spatiales auxquelles il est possible de travailler avec les données de télédétection et celles utilisées dans les études écologiques ne correspondent pas (Turner et al. 2003; Kerr and Ostrovsky 2003). Ce document est un exemple de la façon dont l'interdisciplinarité entre la télédétection et l'écologie du paysage peut améliorer notre compréhension des modèles écologiques. Les capteurs à venir, comme Sentinel 1 et Sentinel 2 (respectivement capteur radar et capteur optique), auront de nouvelles propriétés permettant d'étudier d'autres aspects de la couverture terrestre, qui pourraient être très utiles dans de nombreuses applications écologiques. Sentinel 1 et Sentinel 2 seront en mesure d'acquérir des images à très haute résolution spatiale et temporelle (temps de revisite 5 jours) et seront ainsi en mesure de suivre précisément la phénologie de la végétation.

VI.5. Conclusion

L'objectif de cet article n'était pas d'obtenir une meilleure connaissance de l'écologie des carabes forestiers, mais de tester la capacité des différentes données de télédétection à surveiller l'état de la structure et de l'organisation de la végétation à différentes échelles. Ceci complète le travail commencé par Vannier et al. (2011) dans lequel les relations entre les images optiques à différentes résolutions spatiales et la distribution des carabes avait été testées. Ici, nous avons testé des métriques paysagères non quantifiables à l'aide de mesures effectuées sur le terrain. Les images THRS RSO fournissent de nouvelles données permettant de caractériser la structure du couvert forestier et plus particulièrement des haies. Cette variable, bien connue pour expliquer la distribution spatiale des carabes forestiers dans un paysage agricole, n'avait pas encore été quantifiée à une échelle fine. Ainsi, cette étude montre le fort potentiel des données de télédétection pour la modélisation de la biodiversité dans les paysages bocagers. Les images RSO fournissent des informations intéressantes sur la répartition spatiale des structures de végétation qui pourraient permettre aux biologistes et aux

écologues d'évaluer la qualité des habitats sur de grandes surfaces afin de comprendre la répartition des espèces en caractérisant leur environnement. Ce travail ouvre de nouvelles voies pour des tests supplémentaires avec d'autres groupes d'espèces pour répondre à deux questions principales: 1) Existe-il des différences d'optima pour les différents groupes ? 2) pour un groupe donné, les optima sont-ils semblables à toutes les échelles ?

Les travaux relatifs à ce chapitre ont fait l'objet de valorisations scientifiques :

Betbeder, J., Hubert-Moy, L., Burel, F., Corgne, S., Baudry, J. Assessing ecological habitat structure from patch to landscape using Synthetic Aperture Radar. *Ecological Indicators*. (en révision)

Betbeder, J., Hubert-Moy, L., Pottier, E., Corgne, S., Burel, F. & Baudry, J., Les potentialités de l'imagerie radar pour la caractérisation des corridors écologiques : application au réseau bocager dans un contexte agricole, *IALE, 6èmes journées françaises de l'écologie du paysage : dynamiques écologiques des paysages : de l'agricole à l'urbain*, 11-14 juin 2013, Rennes.

SYNTHESE DE LA DEUXIEME PARTIE

Dans cette seconde partie, nous avons étudié les éléments potentiellement constitutifs des corridors écologiques et plus particulièrement les réseaux bocagers. Les haies sont en effet aujourd'hui bien connues pour être emblématiques de la connectivité dans les paysages agricoles. L'objectif de cette partie était double, elle visait à : 1- Identifier et caractériser les éléments les éléments bocagers à une échelle fine à partir d'imagerie RSO ; 2- Evaluer l'information dérivée des données de télédétection optiques et radar pour caractériser d'une part la structure du réseau et d'autre part la structure interne des haies, d'un point de vue écologique.

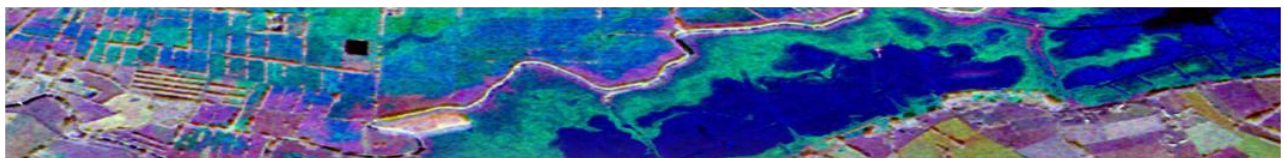
Ainsi, à une échelle locale, le réseau de haies a été analysé à partir de données TerraSAR-X. L'objectif était d'évaluer le potentiel de l'imagerie RSO pour (1) la détection automatique des réseaux de haies et (2) la quantification du degré d'ouverture de la canopée. Les résultats obtenus ont dans un premier temps démontré le potentiel des images RSO à extraire de manière très précise le réseau bocager ainsi que sa fragmentation (trouées notamment). Dans un second temps nous avons pu établir une relation entre un paramètre polarimétrique, l'entropie de Shannon, et le degré d'ouverture de la canopée des haies mesuré à partir de relevés effectués sur le terrain. Cette information peut s'avérer primordiale pour de nombreuses applications visant à étudier les fonctions des haies comme par exemple sa fonction de brise-vent, de régulateur des flux biogéochimiques ou encore sa fonction de corridor écologique.

Par la suite, nous avons testé le potentiel des données radar et des données optiques pour fournir des informations pertinentes afin d'expliquer la distribution d'une espèce forestière dans un paysage agricole, en l'occurrence les peuplements de carabiques forestiers. Nous avons ainsi émis l'hypothèse qu'il était possible de récupérer des informations plus pertinentes à partir de l'imagerie TerraSAR-X que celles dérivées de photographies aériennes ou d'images SPOT-5 pour expliquer la distribution des espèces dans un paysage bocager. En effet, les données radar permettent d'explorer à la fois la structure interne de la haie et la structure du réseau bocager. Ainsi, des métriques non quantifiables à l'aide de mesures terrain ont été calculées à partir des données de télédétection pour étudier la structure du réseau et la structure interne des haies. Les résultats obtenus ont montré le fort potentiel des données de télédétection pour la modélisation de la biodiversité dans les paysages bocagers. Cette étude est la première, à notre connaissance, à explorer le potentiel des images RSO et plus particulièrement d'un indicateur polarimétrique (l'entropie de Shannon) pour expliquer la distribution spatiale des carabes forestiers. En comparaison avec d'autres données de télédétection, dans notre cas SPOT-5 et des photographies aériennes, nous avons montré dans cette étude le potentiel de TerraSAR-X, pour améliorer les modèles qui visent à expliquer la distribution spatiale des carabes. Les résultats montrent que la proportion de haies présentant un couvert forestier dense à différentes échelles est un bon prédicteur de la distribution

spatiale des carabes dans les paysages. En effet, cette variable explique mieux la distribution spatiale de l'espèce que les modèles utilisant uniquement des métriques caractérisant la structure des réseaux de haies.

Les images RSO fournissent des informations sur la répartition spatiale des structures végétales, qui pourraient permettre aux biologistes et aux écologues d'évaluer la qualité des habitats sur de grandes surfaces afin de connaître la répartition des espèces et donc de comprendre et de caractériser leur environnement. Ce travail ouvre de nouvelles voies pour d'autres tests avec d'autres groupes d'espèces animales et végétales.

PARTIE 3. CARACTERISATION DES ZONES HUMIDES



INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE

La troisième partie de ce manuscrit présente les travaux réalisés pour identifier et caractériser les éléments potentiellement constitutifs des continuités agricoles et plus particulièrement les zones humides. Les enjeux autour de ces éléments d'intérêts ont été définis dans le cadre de la première partie.

L'objectif de cette partie est double, car elle vise à : 1- Evaluer une série multi temporelle d'images TerraSAR-X acquises en polarisation double pour cartographier précisément la répartition des formations végétales au sein des zones humides; 2- Définir le nombre d'images radar optimal et déterminer les dates d'acquisition clé pour cartographier les formations végétales des zones humides à une échelle fine.

Le septième chapitre vise ainsi à évaluer une série d'images multi-temporelles TerraSAR-X acquises en mode polarisation double pour cartographier précisément la distribution des formations végétales au sein des zones humides en prenant en compte la durée annuelle d'inondation. Pour ce faire, nous avons dans un premier temps extrait un paramètre polarimétrique, l'entropie de Shannon, et les coefficients de rétrodiffusion HH et VV à partir des images TerraSAR-X, ces paramètres étant sensibles à la présence de l'eau au sein des zones humides. Dans un second temps, nous avons appliqué différentes techniques de classification sur les séries multi-temporelles d'images radar, de manière à évaluer la meilleure combinaison « paramètre radar/méthode de classification » pour cartographier les formations végétales des zones humides.

Dans le huitième chapitre, nous avons évalué le nombre optimal d'images et déterminé les dates d'acquisition clé pour cartographier les formations végétales des zones humides à une échelle fine à partir d'images radar. À cette fin, nous avons traité une série multi-temporelle d'images TerraSAR-X acquises au cours de la même année hydrologique. Nous avons tout d'abord extrait un paramètre polarimétrique de ces images, l'entropie de Shannon, qui varie en fonction de l'état d'inondation des zones humides. Nous avons ensuite réalisé une analyse de divergence interclasse moyenne sur les profils temporels de l'entropie de Shannon de manière à déterminer les combinaisons d'images les plus adéquates pour identifier les formations végétales des zones humides. Enfin, nous avons classé ces sous-ensembles de données en se basant sur des techniques de SVM de manière à évaluer la précision des résultats obtenus en fonction du nombre et des dates des images impliquées dans le processus de classification.

CHAPITRE VII. EVALUATION DES DONNEES TERRASAR-X POUR LA CARTOGRAPHIE DE LA VEGETATION DES ZONES HUMIDES

SOMMAIRE

VII.1.Introduction	164
VII.2. Site d'étude	164
VII.3. Données	165
VII.4. Méthode	166
VII.4.1. Prétraitement des images radar	166
VII.4.2. Traitement d'images	166
VII.5. Résultats	168
VII.6. Discussion	172
7. Conclusions	175

VII.1.Introduction

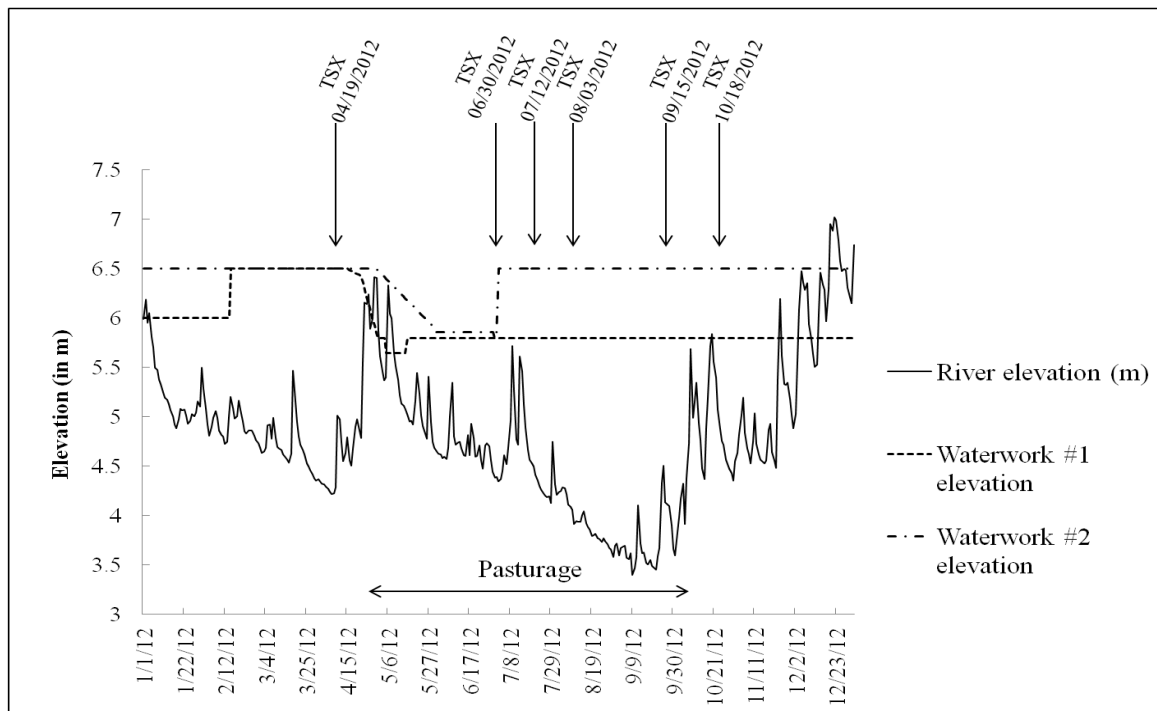
Les données de télédétection sont bien souvent utilisées pour effectuer un suivi des écosystèmes et de la biodiversité (Pettorelli et al. 2014). La plupart des études utilisent des photographies aériennes et des données satellitaires optiques pour la cartographie des types de végétation constituant les zones humides (Alexandridis et al. 2009; Chidley and Drayton 1986; Davranche et al. 2010; Rapinel et al. 2014). Cependant, ces données ne sont pas adaptées au suivi de la dynamique temporelle des zones humides, car leur acquisition est limitée à des périodes sans nuages. Les données radar RSO, qui ne sont pas sensibles aux conditions de visibilité et peuvent être acquises de jour comme de nuit, sont aujourd'hui largement utilisées pour la cartographie et la caractérisation des zones humides (Hess et al. 2003; Betbeder et al. 2014b; Schmitt et al. 2012; Corcoran et al. 2011) en exploitant les relations existant entre la distribution des formations végétales et la durée des inondations. La capacité des données RSO à détecter de manière automatique l'eau libre (Maréchal et al. 2012), l'eau sous couvert forestier (Frappart et al. 2005) et la végétation émergente (Gosselin et al. 2012) est maintenant bien connu. Ces caractéristiques sont directement liées aux mécanismes de rétrodiffusion qui se produisent entre le signal radar et les surfaces naturelles (c'est-à-dire des mécanismes de simple rebond pour l'eau libre et de double rebond pour l'eau sous couvert forestier et la végétation émergente). Cependant, la végétation des zones humides est bien souvent caractérisée à des échelles grossières à partir des coefficients de rétrodiffusion dérivés des images RSO. Le potentiel des indicateurs polarimétriques pour cartographier la végétation des zones humides à une échelle fine, celle des formations végétales par exemple, est encore peu connu.

Ainsi, l'objectif de cette étude est d'évaluer une série d'images multitemporelles TerraSAR-X acquises en mode polarisation double pour cartographier précisément la répartition des formations végétales au sein des zones humides en prenant en compte la durée annuelle d'inondation. En effet, la répartition des formations végétales est étroitement dépendante des conditions hydrodynamiques passées et présentes des zones humides. Pour ce faire, nous avons, dans un premier temps, extrait plusieurs paramètres qui varient avec l'état d'inondation des zones humides à partir des images TerraSAR-X. Dans un second temps, nous avons appliqué différentes techniques de classification aux séries multi-temporelles d'images radar.

VII.2. Site d'étude

La zone étudiée correspond au marais de Sougéal, localisé au sud de la Baie du Mont-Saint-Michel. Une description détaillée de ce site est présentée dans le chapitre 4, partie IV.2.2. Les niveaux d'eau sont gérés sur ce site par les collectivités locales grâce à deux vannes (Figure VII.8) afin d'assurer principalement deux fonctions : (1) dans la partie sud, le maintien de l'eau libre entre le début de l'automne et la fin du printemps permet

l'établissement d'un habitat favorable pour de nombreuses espèces d'oiseaux aquatiques. À la fin du printemps, la première vanne est ouverte et le niveau d'eau diminue, augmentant ainsi la zone de pâturage pour le bétail jusqu'à la fin de l'automne ; (2) Dans la partie nord du marais de Sougéal, une seconde vanne maintient l'eau à une faible profondeur (40 cm) à partir du début de l'hiver jusqu'au milieu du printemps, facilitant ainsi la reproduction des brochets. Par la suite, le niveau d'eau est abaissé progressivement de manière à encourager les jeunes alevins de brochets à quitter la zone humide et à entrer dans la rivière du Couesnon.



FigureVII. 1. Dates d'acquisition des images TerraSAR-X et dates de gestion des niveaux d'eau pour le marais de Sougéal (source: DREAL Banque Hydro).

VII.3. Données

Une série de six images TerraSAR-X à très haute résolution spatiale a été acquise en 2012 en double polarisation (HH et VV). Les caractéristiques de ces données sont présentées dans le chapitre IV. En parallèle, 120 points d'observations et des mesures (20 par classe) ont été réalisées sur le site d'étude lors de chaque acquisition d'images afin de calibrer et de valider la classification de ces dernières. La saturation en eau, la hauteur de la végétation, l'assemblage des espèces végétales et le niveau de pâturage ont été mesurés dans des quadrats de 16 m² (3 * 3 pixels). Les points d'échantillonnage ont été répartis de façon aléatoire sur l'ensemble du site d'étude et géoréférencés à l'aide d'un GPS (précision de ± 5 m). La moitié des échantillons a été utilisée comme échantillons d'apprentissage et l'autre moitié comme échantillons de validation.

VII.4. Méthode

VII.4.1. *Prétraitement des images radar*

Les images radar ont toutes été prétraitées selon la démarche présentée dans le chapitre 4. Nous avons calculé deux coefficients de rétrodiffusion (σ° HH et σ° VV) ainsi qu'un paramètre polarimétrique : l'entropie de Shannon.

VII.4.2. *Traitement d'images*

Trois méthodes de classification supervisée ont été évaluées pour la cartographie des formations végétales des zones humides à partir d'une série multi-temporelle radar (Fig. VII.2) : la méthode des K-plus proches voisins (K-NN), les arbres de décision (DT) et les Support Vector Machine (SVM) (Cortes and Vapnik 1995).

La méthode de classification K-NN, bien connue car souvent utilisée pour classer des images satellitaires, est un procédé simple associé à une fonction de distance. Chaque élément (pixel ou objet) à classer est comparé aux échantillons d'apprentissage à l'aide d'une mesure de similarité. Ses K plus proches voisins sont alors extraits (K étant fixé par l'utilisateur). L'étiquette (ou classe) associée à l'élément à classer correspond à l'étiquette majoritaire parmi les K échantillons (Fukunaga 1990).

Le principe de base des arbres de décision (DT) est de décomposer un problème de classification multi-classes grâce à une série de tests conduisant à un partitionnement de l'espace en sous-régions ou sous-espaces homogènes (Breiman et al. 1984; Friedl and Brodley 1997). Les « nœuds » des arbres de décision représentent les différents tests et les « feuilles » représentent les principales catégories. Chaque nœud constituant un arbre de décision ne présente qu'un seul parent et deux ou plusieurs nœuds descendants. L'arbre est construit automatiquement à partir des échantillons d'apprentissage. Il les subdivise successivement selon un cadre de décision donnée. Le jeu de données à classer est ensuite récursivement divisé en petites subdivisions sur la base de cet ensemble de tests. Une étiquette est ainsi attribuée à chaque élément à classer en fonction du nœud et de la feuille dans lequel cet élément tombe.

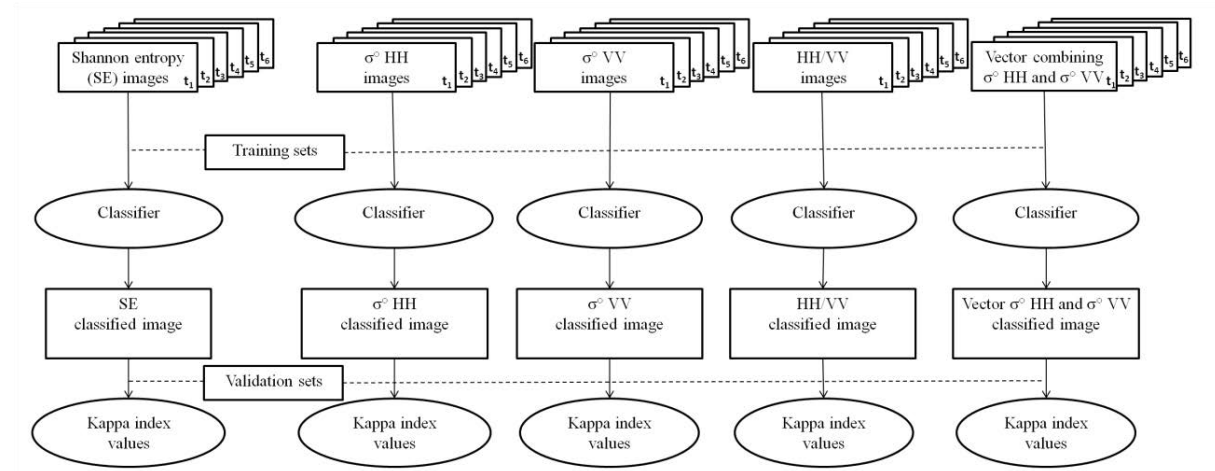
Les techniques de classifications SVM, plus élaborées, reposent sur le principe suivant : elles transposent dans un espace de dimension infinie des données d'échantillons à n dimensions afin de discriminer au mieux les échantillons et de trouver un séparateur non linéaire entre ceux-ci. L'appartenance à l'une ou l'autre des classes est déterminée par la position du point par rapport au séparateur. Plus le point est loin du séparateur, plus l'appartenance à l'une ou l'autre des classes est fiable (Zhang 2001).

Dans cette étude, nous avons testé les techniques de classification SVM en utilisant plusieurs noyaux: linéaire (un noyau linéaire correspond au produit scalaire plus une constante), polynômes (un noyau polynomial est un noyau linéaire associé à une puissance d qui doit être paramétrée), gaussien (un noyau gaussien correspond à un espace de dimension infinie –i.e. espace de Hilbert à noyau auto-reproduisant - et qui est paramétré par l'écart type

de la fonction gaussienne), gaussienne-DTW (Gaussian Dynamic Time Warping- est un noyau gaussien, où la norme 1-2 est modifiée par le critère de «déformation temporelle dynamique» qui est adapté à la comparaison de séries temporelles (Berndt and Clifford 1994)), et la gaussienne-GAK (Gaussian- GAK est une gaussienne-DTW hormis le fait que le critère de la série chronologique est basée sur le «Global Alignment Kernels» (Cuturi 2011)). Les deux derniers noyaux sont basés sur des mesures adaptées aux séries chronologiques.

Tous les paramètres (ordre des polynômes, écart-type du noyau Gaussien) ont été fixés en utilisant une méthode de cross-validation (Congalton 1991) : les échantillons d'apprentissage ont été divisés en k sous-échantillons de taille égale. Le processus de classification a été appliquée sur un ensemble de paramètres variables où k -1 sous-échantillons étaient utilisés comme données d'entraînement et l'échantillon restant comme donnée de validation. Ce processus a été répété en changeant les sous-échantillons d'apprentissage et de validation de manière à ne garder que la combinaison optimale de paramètres. La validation croisée est une procédure communément utilisée et valable pour fixer les paramètres dans les procédures de classification.

Afin d'évaluer la pertinence des techniques SVM pour la classification des formations végétales à l'aide de données multi-temporelle TerraSAR-X, nous avons comparé nos résultats avec ceux qui ont été obtenus par les deux autres procédures de classification qui sont plus communes (k-NN et arbres de décision).



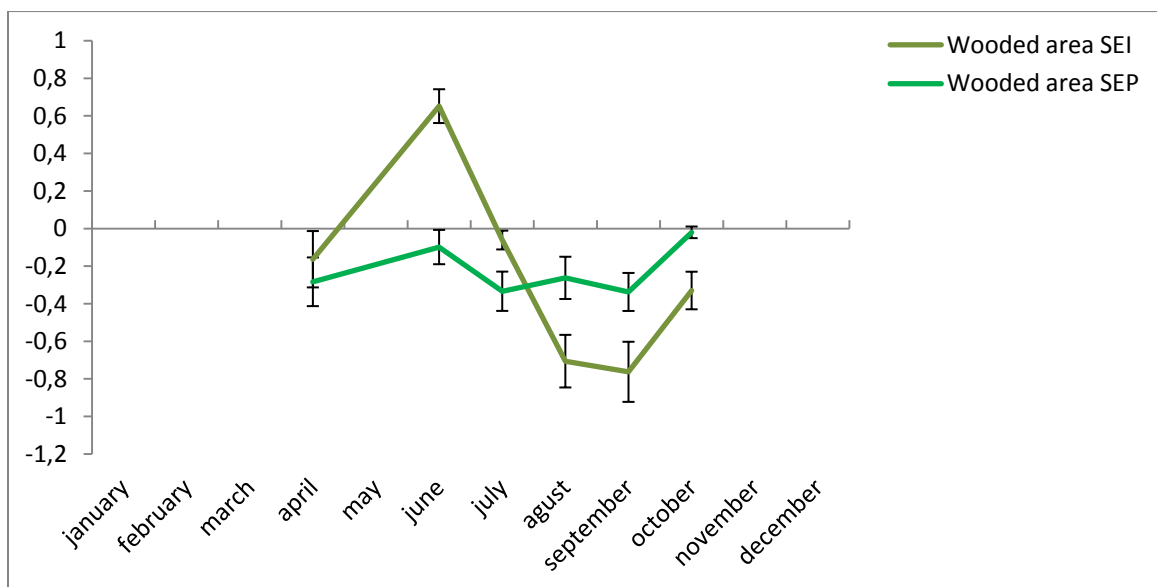
FigureVII. 2. Organigramme de la méthodologie de classification des images TerraSAR-X. Les séries temporelles de données correspondent à l'entropie de Shannon, σ° HH, σ° VV, au ratio des coefficients de rétrodiffusion HH / VV et à un vecteur composé de σ° HH et σ° VV

Trois classificateurs ont été utilisés (K-NN, arbre de décision, SVM). Les classifications SVM ont été réalisées avec 5 noyaux différents: gaussien, linéaire, exponentiel, GAK et DTW.

La précision des classifications a été évaluée en utilisant un indice Kappa (Congalton 1991). Cet indice est communément utilisé pour l'évaluation des erreurs des classifications d'images satellitaires (Fielding and Bell 1997).

VII.5. Résultats

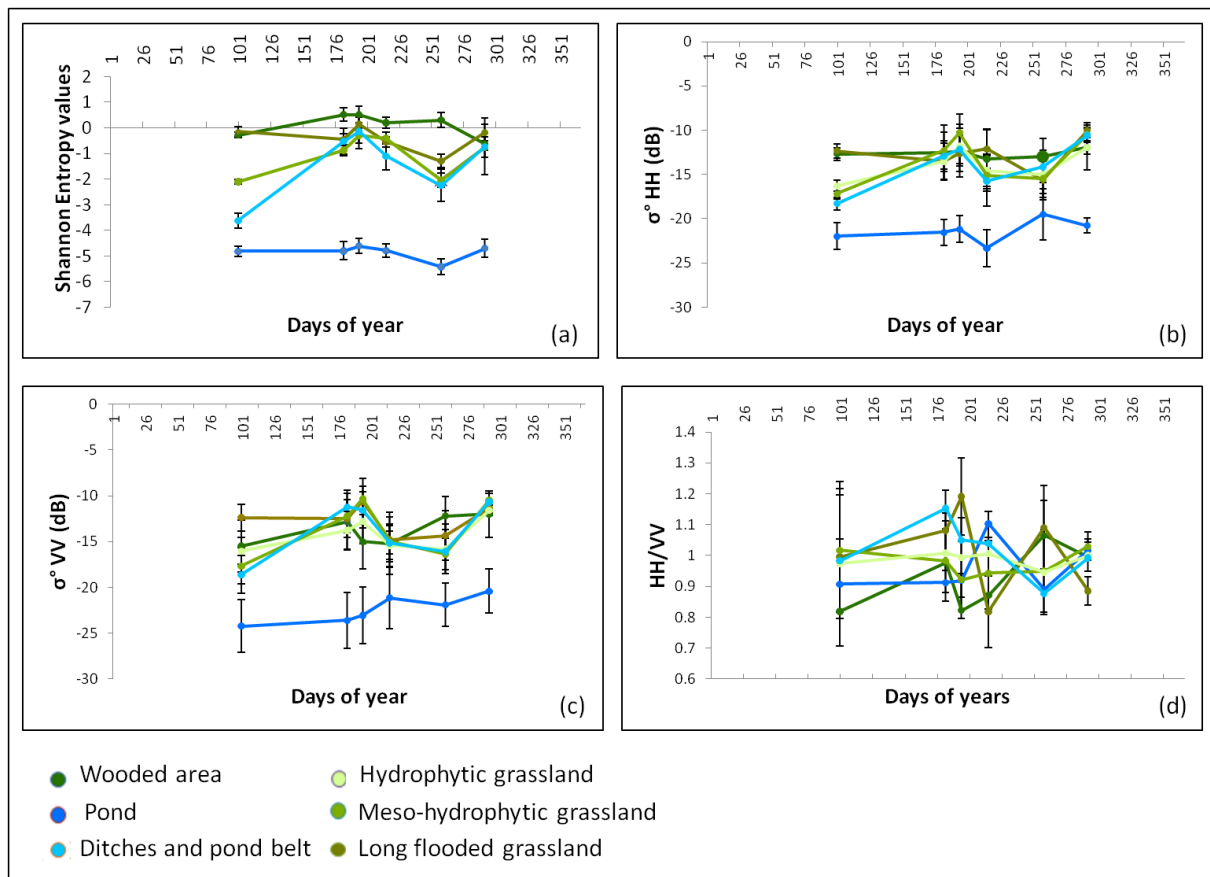
L'analyse de l'évolution intra-annuelle des profils temporels de l'entropie de Shannon, des coefficients de rétrodiffusion σ° HH et σ° VV et du ratio HH / VV, réalisée pour chaque classe d'occupation du sol, montre tout d'abord que quelque soit le paramètre étudié les valeurs les plus faibles sont associées à la classe «étang», quelle que soit la période de l'année (Figure VII.4). Ceci est dû à la réflexion spéculaire du signal radar au contact des surfaces en eau. Ainsi, ce mécanisme de rétrodiffusion permet d'identifier avec précision l'eau libre sans végétation. La classe « zone boisée » présente des valeurs élevées, tant pour l'entropie de Shannon que pour les coefficients de rétrodiffusion HH et VV. En effet, une surface boisée présente une grande diversité de mécanismes de rétrodiffusion -dont la diffusion volumique- mais également une forte rétrodiffusion du signal, entraînant de fortes valeurs d'entropie de Shannon. Cependant, nous pouvons noter une augmentation des valeurs d'entropie de Shannon ainsi que des coefficients de rétrodiffusion HH et VV au cours de l'année, qui pourrait s'expliquer par la phénologie des feuilles des arbres. En effet, l'établissement du feuillage au début de la série chronologique entraînerait une augmentation des valeurs de ces trois paramètres. L'entropie de Shannon (chapitre II), peut être décomposée comme la somme de deux termes : la contribution de l'intensité (SE_I) qui dépend de la puissance totale rétrodiffusée, et la contribution polarimétrique (SE_P). La figure VII.3 présente l'évolution temporelle de ces deux termes pour la classe « surface boisée ».



FigureVII. 3. Evolution temporelle de SEI et SEP pour les surfaces boisées.

Nous pouvons noter que l'augmentation de ce paramètre en début d'année sur les surfaces boisées est principalement liée à SE_I , ce qui pourrait s'expliquer par l'interaction entre les branches, les feuilles et le signal radar qui entraîne une augmentation de la puissance rétrodiffusée.

La classe « canaux et fossés » présente des valeurs d'entropie de Shannon et des coefficients de rétrodiffusion très faibles pour le mois d'avril (SE: -4; σ° HH: -19 dB, σ° VV: -20 dB). Les valeurs de ces paramètres augmentent jusqu'au mois de juillet et diminuent ensuite jusqu'en septembre. Les faibles valeurs au début de la série temporelle pourraient s'expliquer par l'eau contenue dans les canaux et les fossés de la zone d'étude, comme cela a été expliqué précédemment. L'augmentation des valeurs est ensuite engendrée par l'émergence de la végétation associée à la diminution du niveau d'eau qui entraîne des mécanismes de double rebond.



FigureVII. 4. Variation intra-annuelle des valeurs moyennes et des écart-types de (a) l'entropie de Shannon, (b) σ° HH, (c) σ° VV et (d) HH / VV pour chaque classe de formation végétale estimées à partir de 20 relevés terrain.

La classe « prairie longuement inondée » présente des valeurs élevées d'entropie de Shannon (0) et des coefficients de rétrodiffusion σ° HH et σ° VV (-13 dB) au mois d'avril. En effet, les prairies inondées présentent un plus grand nombre de mécanismes polarimétriques et des coefficients de rétrodiffusion plus élevés que les prairies non inondées. Ces valeurs élevées pourraient s'expliquer par la présence de plantes herbacées et d'eau (de végétation émergente) qui génère des valeurs d'intensité plus élevées et des mécanismes de diffusion de type double rebond sur ces zones (Figure VII.5).

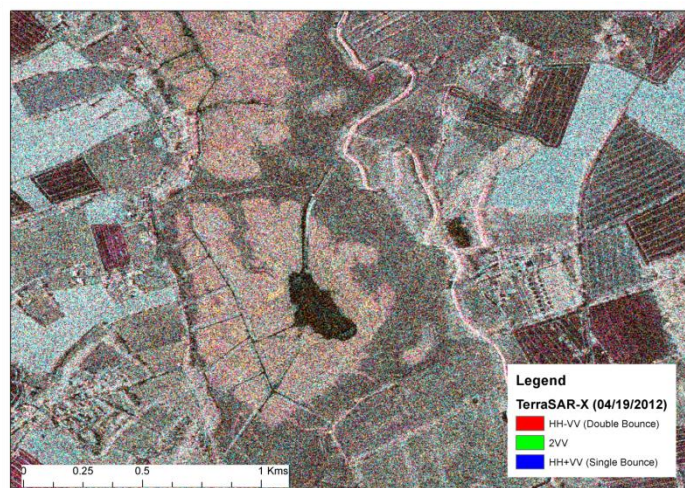


Figure VII. 5. Composition colorée des indicateurs polarimétriques dérivés de l'image TerraSAR-X acquise en avril. Les zones en rouge correspondent à la végétation émergente. A cette époque de l'année, la double réflexion est le mécanisme de rétrodiffusion dominant pour la végétation herbacée émergente.

Le signal radar diminue à la fin de la série temporelle. Cette baisse pourrait s'expliquer par i) l'assèchement des prairies longuement inondées et ii) la pression des pâturages. En effet, les valeurs des coefficients de rétrodiffusion et le nombre de mécanismes sont plus élevés dans les prairies qui n'ont pas encore été pâturées. A la fin de l'été (c'est à dire en Septembre), les valeurs des trois paramètres diminuent. Ceci révèle la présence d'herbes rases en raison du pâturage continu entre le mois de mars et le mois de septembre.

Enfin, nous pouvons noter que les classes « prairies méso-hygrophiles » et « prairies hygrophiles » présentent la même variation annuelle de juin à octobre. Cette variation peut s'expliquer par la pression de pâturage, comme cela a été expliqué ci-dessus. En avril, les valeurs des trois paramètres radar (SE , $\sigma^{\circ}HH$ et $\sigma^{\circ}VV$) sont plus élevées pour la classe « prairie hygrophile » que pour la classe « prairies méso-hygrophiles ». Ceci révèle les événements de crues printanières sur les prairies hygrophiles, tandis que les prairies méso-hygrophiles sont moins soumises aux inondations.

Comme cela a été mentionné dans la précédente, nous avons testé trois techniques de classification pour les cinq paramètres radar. Les résultats présentés dans le tableau VII.1 montrent que la plus grande précision a été obtenue avec le SVM utilisant un noyau de type gaussien (indice Kappa (KI): $0,13 < KI < 0,85$), et ce quelque soit le paramètre utilisé. En outre, l'entropie de Shannon semble être la variable la plus discriminante pour identifier les formations végétales ($0,85 < KI < 0,29$), tandis que les coefficients de rétrodiffusion $\sigma^{\circ}HH / \sigma^{\circ}VV$ et le vecteur combinant HH et VV ne semble pas être pertinents. Par conséquent, la combinaison de l'indice SE et d'une classification SVM utilisant un noyau gaussien est bien adaptée à la classification automatique des formations végétales dans les zones humides (Tableau VII.2 et Fig. VII.6). La matrice de confusion montre, en effet, qu'une grande précision est obtenue pour toutes les classes considérées (tableau VII.1). La classe « fossés et canaux » présente un taux de détection excellent. Les erreurs de classification se sont principalement produites entre les prairies méso-hygrophiles et les prairies hygrophiles. En

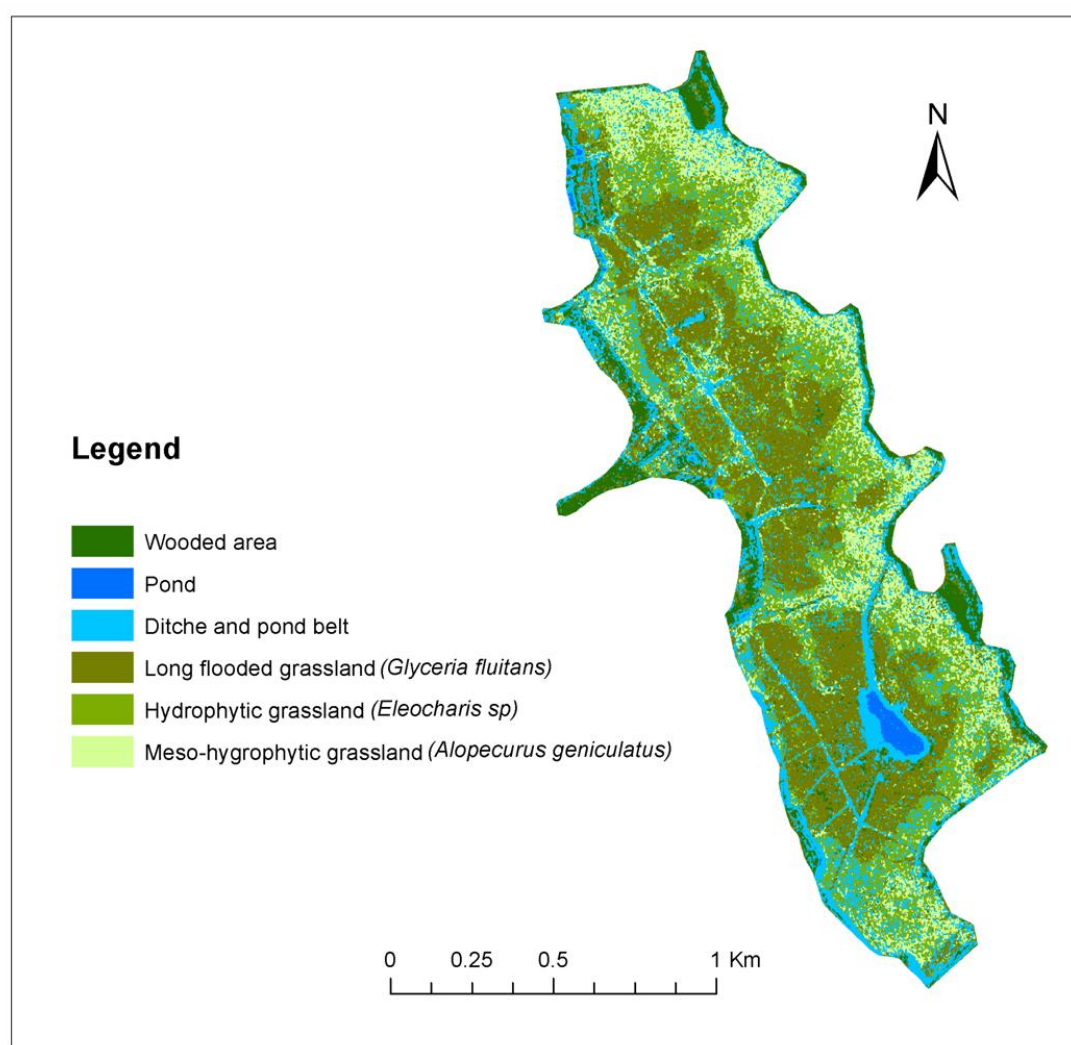
effet, ces deux classes présentent des physionomies assez similaires et une proximité spatiale importante au sein des zones humides.

Table VII. 1. Valeurs de l'indice Kappa pour les six techniques de classification appliquées à cinq paramètres radar (σ° SE, σ° HH et σ° VV, σ° (HH / VV), et vecteur combinant σ° HH et σ° VV).

	SVM utilisant un noyau linéaire	SVM utilisant un noyau polynomial	SVM utilisant un noyau Gaussien	SVM utilisant un noyau DTW	SVM utilisant un noyau GAK	Arbre de décision	k-NN
SE	0.73	0.73	0.85	0.29	0.32	0.66	0.74
σ° HH	0.40	0.4	0.48	0.19	0.18	0.39	0.35
σ° VV	0.31	0.31	0.33	0.19	0.14	0.34	0.35
σ° (HH/VV)	0.02	0.02	0.13	0.05	0.09	0.09	0.13
Vecteur combinant σ° HH and σ° VV	0.43	0.43	0.48	0.21	0.37	0.36	0.29

Table VII. 2. Matrice de confusion entre le résultat de la classification des formations végétales dérivées des images multi-temporelles TerraSAR-X (lignes) et l'ensemble des points de validation (colonnes). La classification a été effectuée en utilisant la combinaison de l'entropie de Shannon et un SVM à noyau gaussien.

		Validation							
Classification	Code	1	2	3	4	5	6	Total	Over-detection
Wooded area	1	144		9				153	0.05
Pond	2		180					180	0.00
Long-flooded grassland	3	36		162	9	9		216	0.25
Hydrophytic grassland	4				126	9	9	144	0.125
Meso-hydrophytic grassland	5			9	45	162	45	261	0.38
Ditches and pond belt	6		9			36	126	162	0.00
Total column		180	180	180	180	180	180	1080	
Under-detection		0.2	0.00	0.1	0.3	0.1	0.3		
Kappa index	0.85								
Global accuracy	85%								



FigureVII. 6. Cartographie de la distribution des formations végétales dans les zones humides obtenue à partir de la série temporelle d'images TerraSAR-X. La classification a été réalisée en utilisant la combinaison de l'entropie de Shannon et d'un SVM à noyau gaussien.

VII.6. Discussion

La cartographie des formations végétales obtenue présente une grande précision ($Kappa > 0,8$) et ce, grâce à la détection de la durée d'inondation dérivée des séries temporelles d'entropie de Shannon. La classification de la série temporelle d'images TerraSAR-X peut ainsi être utilisée pour effectuer un suivi des surfaces en eau et de la végétation émergente tout au long de l'année. Ce résultat montre l'importance de l'utilisation des paramètres polarimétriques. La plupart des études exploitant des images RSO pour la cartographie des zones humides utilisent les coefficients de rétrodiffusion pour détecter la végétation inondée (Hess et al. 2003; Frappart et al. 2005; Takada et al. 2009; Evans and Costa 2013; Betbeder et al. 2014b) ou l'eau libre (Hess et al. 2003 ; Töyrä and Pietroniro 2005). Cette étude met en exergue l'importance de l'utilisation des paramètres polarimétriques plutôt que des coefficients de rétrodiffusion utilisés seuls (HH ou VV) ou de manière

combinée (HH et VV), comme l'avait démontré Lee et al. (2001). Les résultats soulignent également que l'entropie de Shannon est un paramètre pertinent pour différencier indirectement les formations végétales, *via* la détection de leur durée d'inondation. Jusqu'à ce jour, cet indicateur polarimétrique avait été utilisé uniquement pour la détection de l'eau libre (Marechal et al. 2012) et jamais pour la détection de la végétation émergente. Ainsi, cette dernière peut être désormais non seulement identifiée mais également caractérisée en utilisant des indicateurs polarimétriques (Schmitt et al. 2012; Henderson and Lewis 2008) tels que l'entropie de Shannon.

Nous pouvons cependant noter que la pertinence de l'utilisation de cet indicateur pour la cartographie des zones humides est principalement liée à la composante SE_I de l'entropie de Shannon. En effet, des tests supplémentaires ont été réalisés de manière à identifier la participation de chacune des composantes de l'entropie de Shannon : SE_I et SE_P à la précision de la classification de la végétation des zones humides. Les résultats montrent que la classification de la série temporelle SE_I présente de meilleurs résultats que la classification de la série temporelle SE_P (respectivement KI : 0.75 et KI : 0.1).

Les résultats obtenus dans le cadre de ce chapitre montrent que les données multi-temporelles TerraSAR-X permettent de cartographier la végétation des zones humides avec une plus grande précision que d'autres données RSO (Hill et al. 2005) qui permettent uniquement d'identifier les principales catégories d'occupation du sol (par exemple l'eau libre, les bois, les tourbières). Ces études utilisent principalement des indices de texture (Gosselin et al. 2012) ou parfois des paramètres polarimétriques (Schmitt et al. 2012). La carte des formations végétales à une échelle fine dérivée de cette étude peut fournir des descripteurs utiles pour l'évaluation fonctionnelle des zones humides.

Cette méthodologie a été appliquée à une zone humide herbacée. Selon Schmitt et al. (2012) les données TerraSAR-X acquises en polarisation double permettent de détecter les forêts inondées localisées dans des climats tempérés. Toutefois, certaines études ont montré que seules les grandes longueurs d'onde telles que la bande L (par exemple le capteur ALOS) sont capables de pénétrer les forêts marécageuses tropicales denses pour détecter l'eau sous la canopée (Hess et al. 2003 ; Takada et al. 2009). Ainsi, cette approche pourrait ne pas être appropriée pour les forêts marécageuses tropicales. En outre, elle est applicable aux zones humides inondées de façon saisonnière. Par définition, tous les sols des zones humides sont gorgés d'eau au moins à une période de l'année, la végétation étant adaptée à ces conditions (Maltby 2009). Dans les zones humides rarement inondées, la variation spatio-temporelle de l'humidité du sol, bon indicateur de la distribution des formations végétales, pourrait être extraite sur les sols nus à l'aide d'images RSO (Aubert et al. 2011). En revanche, le suivi de l'humidité des sols couvert par de la végétation à partir d'images radar est encore à explorer.

Concernant les techniques de classification, les meilleurs résultats ont été obtenus en utilisant une méthode de type SVM à noyau gaussien, ce qui est compatible avec la théorie de noyaux. En effet, il a été prouvé qu'un espace transformé à partir d'un noyau gaussien conduit à un espace de Hilbert - à noyau reproduisant -, largement étudié (voir par exemple Fukunaga 1990) et de dimensions infinies. Cette propriété est d'une importance capitale car la

séparabilité des classes y est maximale. Par conséquent, ceci explique la supériorité des méthodes SVM à noyaux gaussiens comparativement aux noyaux linéaires ou polynomiaux.

Bien que ses performances soient satisfaisantes, nous pouvions quand même raisonnablement supposer que la substitution de la norme L2 dans la formulation gaussienne par un critère adapté aux séries temporelles (comme DTW ou GAK) aurait amélioré la précision globale de la classification. Au vu des résultats obtenus, nous pouvons noter que ce n'est pas le cas, puisque les techniques de SVM utilisant des noyaux DTW ou GAK présentent de faibles valeurs d'indice de kappa (tableau VII.1). Ceci peut s'expliquer par le fait que ces deux critères appartiennent à la famille des critères « élastiques », c'est-à-dire qu'ils cherchent à trouver la meilleure déformation entre deux séries temporelles même si celles-ci ne sont pas parfaitement alignées dans le temps. Ils ont été conçus pour la comparaison de séries temporelles présentant généralement plus de vingt dates. Dans notre cas, les séries temporelles radar ne présentent que six dates, ce qui explique les résultats obtenus par les noyaux DTW et GAK dans cette application. Les noyaux élastiques seraient probablement mieux adaptés au traitement de grandes séries temporelles RSO incluant un plus grand nombre d'images. Toutefois, comme prévu, nous observons que le noyau GAK est plus efficace que le noyau DTW.

Concernant l'acquisition d'images, il serait très intéressant d'utiliser une série temporelle mensuelle pour suivre la dynamique des zones humides sur une saison hydrologique complète. Ceci pourrait révéler les périodes clefs nécessaires à la cartographie des formations végétales dans les zones humides. Certaines études (Maltby 2009) ont montré que la période la plus importante pour expliquer la distribution spatiale des formations végétales correspond à la période d'assèchement au printemps, soit entre février et juin pour les climats tempérés. Ainsi, il serait intéressant d'augmenter le nombre d'images TerraSAR-X au cours de cette période clé pour caractériser les changements spatio-temporels d'inondation afin de cartographier la végétation à l'échelle des communautés. Par ailleurs, il serait intéressant de comparer les résultats obtenus dans cette étude avec la cartographie de la végétation des zones humides réalisée à partir d'une série de temporelle d'images polarimétriques telles que des images RADARSAT-2. En effet, le mode de polarisation HV pourrait aider à distinguer les différentes espèces végétales inondées.

En outre, bien que cette étude montre le potentiel des images radar pour la cartographie des formations végétales, Hill et al. (2005) ont mis en évidence que la combinaison de données RSO et optiques était plus pertinente pour caractériser la végétation herbacée que l'utilisation unique de données RSO ou de données optiques. D'autres études récentes ont démontré que le type de végétation des zones humides pouvait être identifiés à l'échelle des communautés végétales en utilisant des données multispectrales (Martínez-López et al. 2014) ou hyperspectrales (Schmidt et al. 2007), et ce avec des résultats insuffisants dans certains cas. En perspective, le couplage de données radar et de données optiques constitue opportunité prometteuse pour la cartographie de la végétation des zones humides à une échelle fine.

7. Conclusions

Ce chapitre explore l'utilisation d'images multi-temporelles TerraSAR-X pour la cartographie des zones humides herbacées à une échelle fine. Les résultats montrent que les formations végétales peuvent être identifiées de façon très précise à partir de la classification de profils temporels d'un indicateur polarimétrique, l'entropie de Shannon, dérivé d'images TerraSAR-X. Ils révèlent également l'intérêt d'utiliser des paramètres polarimétriques plutôt que des coefficients de rétrodiffusion utilisés seuls ou de manière combinés.

Les séries chronologiques d'images TerraSAR-X peuvent être utilisées pour suivre la dynamique des surfaces en eau et les structures végétales tout au long de l'année. Ces paramètres écologiques, pertinents pour la cartographie des formations végétales (Zedler 2005), sont directement liés au régime hydrologique et aux pratiques de gestion des prairies humides.

L'analyse de la relation établie entre les formations végétales et l'hydrodynamisme de surface des zones humides pourrait ainsi aider à modéliser les processus spatio-temporels dynamiques des zones humides, tels que la colonisation de la végétation.

Les travaux relatifs à ce chapitre ont fait l'objet de deux valorisations scientifiques :

Betbeder, J., Rapinel, S., Corpetti, T., Pottier, E., Corgne, S., Hubert-Moy, L., 2014. Multitemporal classification of TerraSAR-X data for wetland vegetation mapping. J. Appl. Remote Sens. 8, 083648–083648. doi:10.1117/1.JRS.8.083648

Betbeder J., Corpetti T., Pottier E., Corgne S., Hubert-Moy L., 2013. Multi-temporal classification of TerraSAR-X data for wetland vegetation mapping , Proc. SPIE 8887, Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XV, 88871B (October 16, 2013); doi:10.1117/12.2029092;

CHAPITRE VIII. DETERMINATION DES DATES CLES POUR LA CARTOGRAPHIE DE LA VEGETATION DES ZONES HUMIDES A PARTIR D'UNE SERIE TEMPORELLE D'IMAGES RADAR THRS

SOMMAIRE

VIII.1.Introduction	178
VIII.2. Matériels et méthode	178
VIII.2.1. Site d'étude	178
VIII.2.2. Données	178
VIII.2.3. Prétraitements des images RSO	179
VIII.2.4. Traitement d'images	179
VIII.3. Résultats	180
VIII.4. Discussion	184
VIII.5. Conclusion	186

VIII.1.Introduction

Le chapitre précédent nous a permis d'évaluer le potentiel des séries temporelles d'images RSO pour cartographier les formations végétales dans les zones humides herbacées. Même si les structures de végétation peuvent être très similaires et présenter des statuts d'inondation très proches, la forme des profils temporels dérivés des images RSO permet de capturer les différents états d'inondation au cours de l'année et ainsi de classer les formations végétales avec une grande précision. Nous avons montré que les formations végétales pouvaient être identifiées à une échelle fine en utilisant des séries temporelles d'un indicateur polarimétrique (l'entropie de Shannon) dérivé d'une série chronologique TerraSAR-X. Nous avons également révélé l'intérêt d'utiliser des paramètres polarimétriques comparativement à des coefficients de rétrodiffusion utilisés seuls ou de manière combinée.

Etant donné que le coût des images RSO reste élevé et que les temps consacrés à leurs prétraitements et traitements sont assez longs, il est aujourd'hui nécessaire de définir le nombre optimal d'images à exploiter ainsi que de déterminer les dates d'acquisition clé pour cartographier les formations végétales des zones humides à une échelle fine à partir d'images radar. Ainsi, l'objectif de ce chapitre est de déterminer la meilleure combinaison de dates pour la cartographie de la végétation des zones humides à l'échelle du 1: 10 000. À cette fin, nous avons traité une série multitemporelle de huit images TerraSAR-X acquises au cours de la même année hydrologique. Nous avons tout d'abord extrait un paramètre polarimétrique à partir de ces images, l'entropie de Shannon, qui varie en fonction de l'état d'inondation des zones humides. Nous avons ensuite réalisé une analyse de divergence sur les profils temporels d'entropie de Shannon de manière à déterminer les combinaisons d'images les plus adéquates pour identifier les formations végétales des zones humides. Enfin, nous avons classé ces sous-ensembles de données en se basant sur des techniques de SVM de manière à évaluer la précision des résultats obtenus en fonction du nombre et des dates des images intégrées dans le processus de classification.

VIII.2. Matériels et méthode

VIII.2.1. Site d'étude

La zone étudiée correspond à l'ensemble des marais du bas Couesnon, site présenté en détail dans le chapitre IV, partie IV.2.2.

VIII.2.2. Données

Une série de huit images TerraSAR-X à très haute résolution spatiale a été acquise en 2013, en polarisation double (HH et VV). Une description des caractéristiques de cette série temporelle est présentée dans le chapitre IV.

Afin de calibrer et valider la classification des images, des observations terrain ont été réalisées sur 262 parcelles (environ 40 par formation végétale). La composition en espèces végétales a été inventoriée dans des parcelles carrées (de 4 x 4 m) réparties de façon aléatoire sur le site d'étude et géolocalisées en utilisant un GPS (précision de ± 5 m). La moitié des observations terrain ont été utilisés comme échantillons d'apprentissage pour les procédés de classification et l'autre moitié comme échantillons de validation.

VIII.2.3. Prétraitements des images RSO

La série temporelle d'images radar a été prétraitée en suivant la démarche présentée dans le chapitre 4 de manière à extraire l'entropie de Shannon.

VIII.2.4. Traitement d'images

La première étape du traitement d'images consiste à déterminer les meilleures combinaisons des images d'entropie de Shannon dérivées des données TerraSAR-X pour identifier les six types de formations végétales présentes sur la zone humide étudiée (surfaces boisées, étangs, prairies longuement inondées, prairies hygrophiles, prairies méso-hygrophiles et prairies mésophiles). En pratique, un sous-échantillon contenant les sept meilleures images de l'échantillon initial (8 images) pour discriminer les types de formations végétales est tout d'abord sélectionné. Le processus est ensuite réitéré 6 fois, en enlevant à chaque fois une image supplémentaire (Fig. VIII.1). Les meilleurs sous-ensembles d'images TerraSAR-X sont alors sélectionnés en utilisant le critère de divergence interclasse moyenne. Il s'agit d'une mesure de la dissimilarité entre les profils temporels d'entropie de Shannon correspondant à chacune des formations végétales. Ce critère a été mesuré à partir des échantillons terrain et des matrices de covariance de chaque classe. Plus précisément, nous avons utilisé la divergence moyenne interclasse (Narendra and Fukunaga 1977) qui se calcule comme suit:

$$D(i, j) = 0.5 * T[M(i) - M(j)] * (InvS(i) + InvS(j) * (M(i) - M(j)) + 0.5 * Tr[InvS(i) * S(j) + InvS(j) * S(i) - 2 * I] \quad (VIII.1)$$

$D(i, j)$ correspond à la divergence entre les classes i et j ; $M(i)$ correspond à la moyenne du vecteur d'échantillons pour la classe i , (vecteur formé en utilisant les n images); $S(i)$ correspond à la matrice de covariance de la classe i , qui est une matrice 8×8 ; $InvS(i)$ est l'inverse de la matrice $S(i)$; $Tr[.]$ correspond à la trace de la matrice; $T[.]$ à la transposée de la matrice et I est la matrice d'identité.

La divergence a ensuite été étendue à l'ensemble des classes en utilisant la formule suivante:

$$IDV = \left(\frac{1}{(n_{class} - 1)} \right) * \sum D(i, j) \quad (VIII.2)$$

Ainsi, la divergence interclasse moyenne correspond à la moyenne des divergences de chaque paire de classes. Cette mesure prend en compte toutes les classes de la même manière, c'est-à-dire sans attribuer de pondération à certaines d'entre elles.

La seconde étape du traitement d'images consiste à identifier les meilleures classifications des sous-ensembles d'images d'entropie de Shannon. Les classifications ont été réalisées en utilisant les techniques des Support Vector Machine (SVM) (Zhang 2001) à noyau gaussien. Ce type de méthode de classification a été favorisé dans cette étude car nous avons au préalable (dans le chapitre précédent) démontré sa capacité à classer des données TerraSAR-X multi-temporelles pour la cartographie de la végétation des zones humides. La précision des classifications a été évaluée en utilisant deux indices : la précision globale et l'indice kappa.

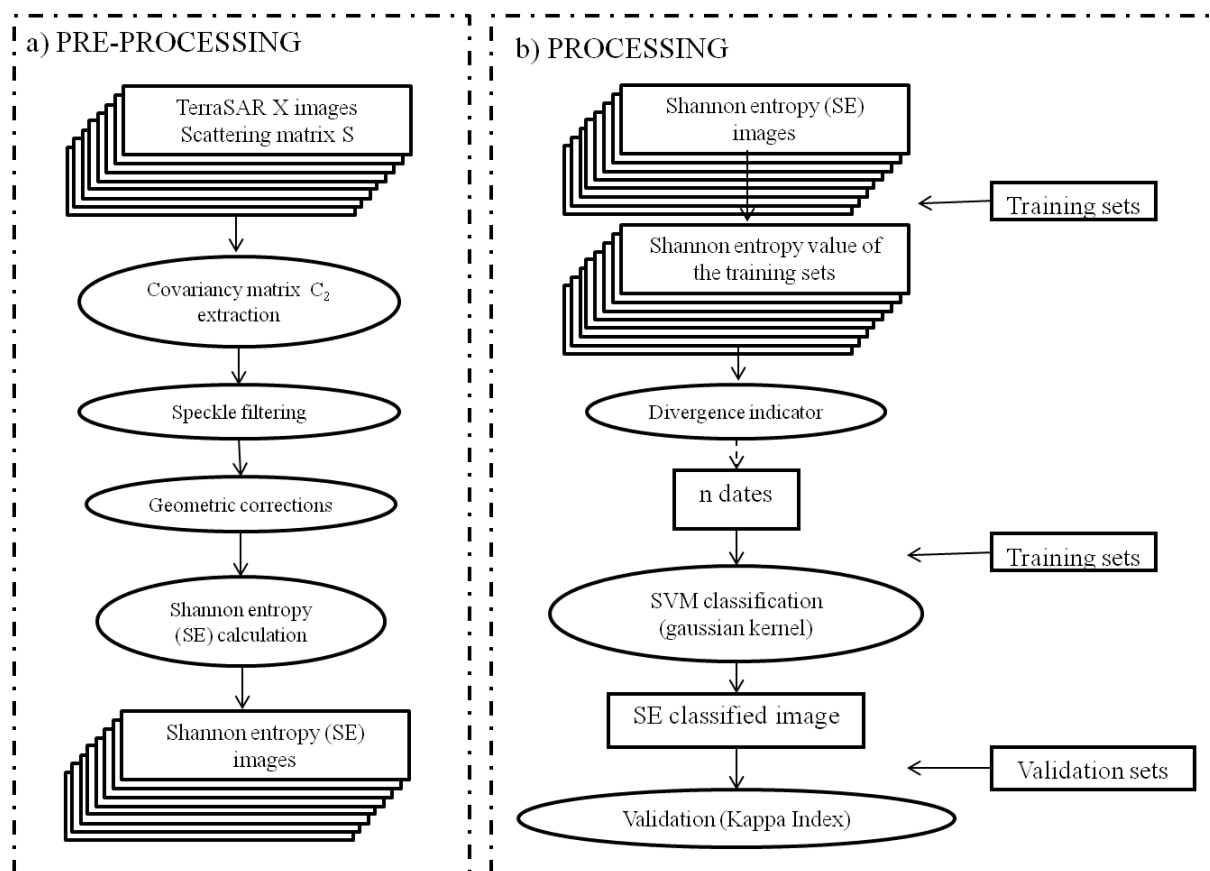


Figure VIII. 1. Organigramme de pré-traitement (a) et de traitement (b) des images radar TerraSAR-X, avec $n = 1 \rightarrow 8$.

VIII.3. Résultats

Les performances des classifications réalisées sont présentées dans le Tableau VIII.1. La classification de l'ensemble des images TerraSAR-X (à savoir 8 dates) fournit une valeur d'indice de Kappa (0,94) et une précision globale de 95% très élevées. L'indice Kappa et la précision globale sont respectivement égales à 0,93 et 94% lorsque sept des huit images sont

utilisées. Les performances des classifications restent les mêmes lorsque les images acquises en Mai, Juillet et Septembre ne sont pas prises en compte. Ainsi, le potentiel des séries temporelles d'images TerraSAR-X pour cartographier les formations végétales des zones humides reste le même lorsque ces séries sont composées de sept, six ou cinq images. De très bons résultats sont également obtenus en utilisant seulement 4 images TerraSAR-X (Indice de Kappa = 0,92 et précision globale = 93%). La précision des classifications commence cependant à diminuer quand trois, deux ou une seule image sont utilisées. En outre, les images les plus appropriées pour identifier les formations végétales des zones humides sont celles qui ont été acquises en début d'année, à savoir à la fin de l'hiver et au printemps. Nous pouvons également noter que les images acquises au printemps font, dans tous les cas, partie des meilleures combinaisons d'images retenues.

Table VIII. 1. Evaluation de la précision des classifications des meilleures combinaisons d'images d'entropie de Shannon.

Number of dates	02-16-2013	03-10-2013	04-15-2013	05-04-2013	05-15-2013	06-17-2013	07-20-2013	09-20-2013	Kappa Index	Overall Accuracy (%)
1 date									0.3	45
2 dates									0.70	88
3 dates									0.86	89
4 dates									0.92	93
5 dates									0.93	94
6 dates									0.93	94
7 dates									0.93	94
8 dates									0.94	95

Le tableau VIII .2 présente l'évaluation de la précision des classifications pour chaque type de formation végétale couvrant la zone humide étudiée. Nous pouvons constater que lorsque le procédé de classification utilise 8 images, les erreurs concernent principalement les classes « surfaces boisées » et « prairies hygrophiles ». Lorsque les images acquises au cours des mois de mai, juillet et septembre ne sont pas prises en compte, les classes « prairies longuement inondées » et « étangs » sont toujours très bien identifiées (précision globale = 100% pour les deux catégories). Cependant, nous pouvons constater une augmentation des taux d'erreur pour les classes « prairies méso-hygrophiles » et « prairies mésophiles ». Lorsque seulement quatre images sont utilisées dans le processus de classification, le niveau de précision est encore très élevé pour toutes les classes de formations végétales des zones humides. Celui-ci diminue cependant pour la classe « prairies longuement inondées » (éléments sur-détectés = 0,05%).

Table VIII. 2. Evaluation de la précision des classifications des différentes combinaisons d'images TerraSAR-X pour chaque classe de formation végétale (OD: pourcentage de pixels sur-détectés; UD: pourcentage de pixels sous-détectés).

Number of dates	Wooded areas		Ponds		Long flooded grasslands		Hygrophilic grasslands		Meso-hygrophilic grasslands		Mesophilic grasslands	
	OD	UD	OD	UD	OD	UD	OD	UD	OD	UD	OD	UD
1 date	0.13	0.20	0.32	0.60	1.00	0.00	1.00	0.00	0.58	0.60	0.73	0.50
2 dates	0.16	0.20	0.00	0.06	0.15	0.00	0.20	0.10	0.00	0.06	0.40	0.30
3 dates	0.20	0.15	0.00	0.06	0.15	0.00	0.10	0.10	0.00	0.03	0.30	0.30
4 dates	0.03	0.10	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.15	0.03	0.06	0.30	0.09
5 dates	0.03	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.03	0.06	0.30	0.09
6 dates	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.10	0.03	0.06	0.30	0.00
7 dates	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.10	0.03	0.06	0.30	0.00
8 dates	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00

La figure VIII.3 et le tableau VIII.2 détaillent les résultats obtenus suite à la classification de quatre images d'entropie de Shannon dérivées des images TerraSAR-X. Les images utilisées ont été sélectionnées en utilisant le critère de divergence interclasse moyenne, et correspondent aux dates d'acquisition de février, mars, avril et juin. La matrice de confusion présente un niveau de précision globale élevé pour l'ensemble des classes considérées (tableau VIII.3). La classe «Etangs» présente un taux de détection global excellent (c'est-à-dire 100%). Les erreurs de classification apparaissent principalement entre les classes « prairies méso-hygrophiles » et « prairies hygrophiles ». En effet, ces deux classes présentent des physionomies assez similaires et une proximité spatiale importante au sein des zones humides. Nous pouvons également noter des confusions entre les prairies mésophiles et les surfaces boisées, ce qui pourrait s'expliquer par l'absence de diminution des valeurs des profils temporelles d'entropie de Shannon induits généralement par une période d'inondation. La répartition spatiale des formations végétales cartographiées à l'échelle du 1: 10,000 est présentée dans la figure VIII.3. Les surfaces boisées sont bien identifiées, en particulier les zones ripariennes. On peut également observer une bonne correspondance entre le gradient détecté dans les zones humides herbacées, allant des prairies longuement inondées aux prairies mésophiles, et les variations micro-topographiques, en d'autres termes les processus hydrodynamiques.

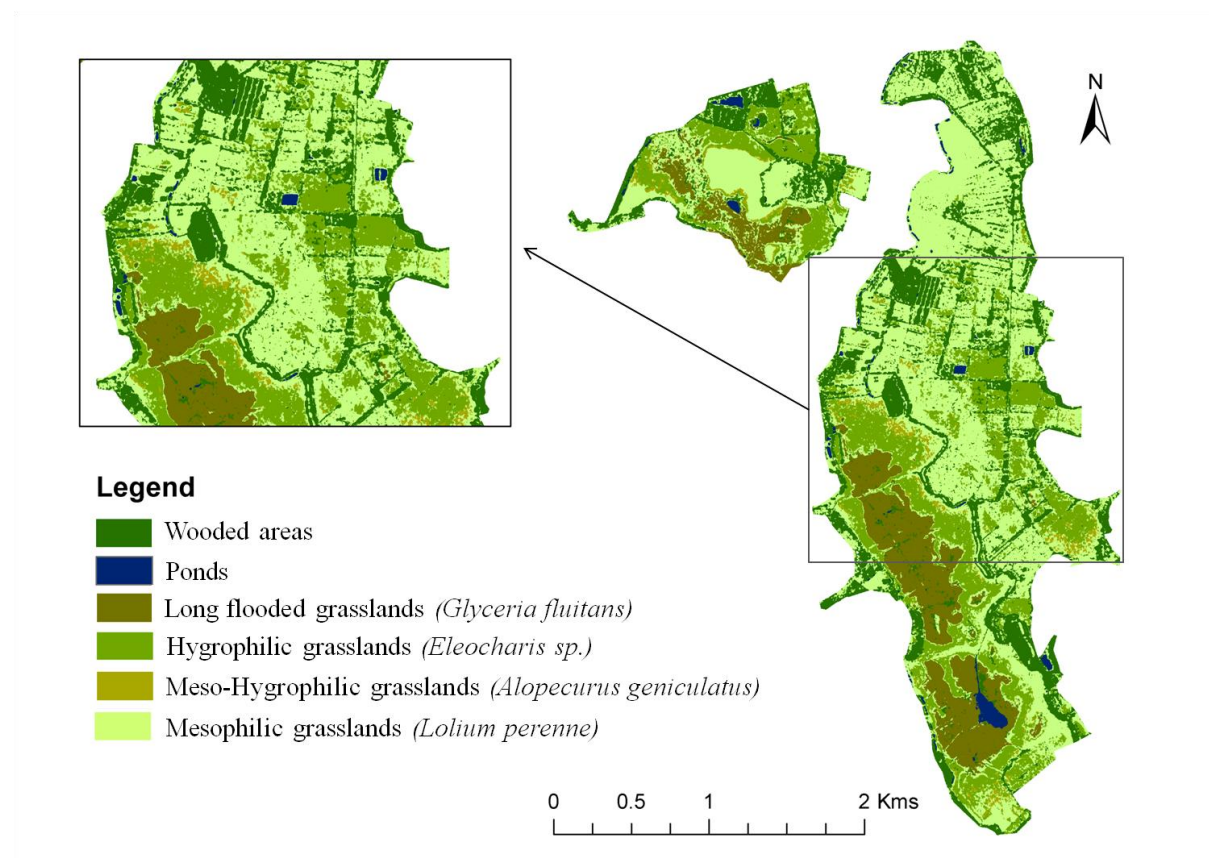


Figure VIII. 2. Cartographie de la distribution des formations végétales dans les zones humides obtenue via l'utilisation de quatre images TerraSAR-X (acquises en février, mars, avril, et juin). La classification a été réalisée en utilisant la combinaison de l'entropie de Shannon et d'un SVM à noyau gaussien.

Table VIII. 3. Matrice de confusion entre le résultat de la classification des formations végétales dérivée de quatre images multi-temporelles TerraSAR-X (lignes) et l'ensemble des points de validation (colonnes). La classification a été effectuée en utilisant la combinaison de l'entropie de Shannon et d'un SVM à noyau gaussien.

Classification	Code	Validation						Total	Over-detection
		1	2	3	4	5	6		
Wooded areas	1	270				9		279	0.03
Ponds	2		279					279	0.00
Hygrophilic grasslands	3			90				90	0.00
Long flooded grasslands	4			9	171			180	0.05
Mesophilic grasslands	5	45				90		135	0.3
Meso-hygrophilic grasslands	6			9			270	279	0.03
Total column		315	279	108	171	99	270		
Under-detection		0.1	0.00	0.15	0.00	0.09	0.06		
Kappa index	0.92								
Global accuracy	93%								

VIII.4. Discussion

La cartographie des formations végétales des zones humides obtenues à l'échelle du 1:10 000 est principalement basée sur une méthode mettant en évidence la durée d'inondation détectée par les séries temporelles d'entropie de Shannon. Des études préalables avaient déjà utilisé cet indicateur polarimétrique pour cartographier l'eau libre (Marechal et al. 2012) et les formations végétales des zones humides (chapitre précédent, (Betbeder et al. 2014)). L'originalité de cette étude réside dans la définition du nombre optimal d'images RSO et de la meilleure combinaison de dates nécessaires à la discrimination de la végétation des zones humides à une échelle fine.

Une classification très précise des formations végétales des zones humides (indice Kappa > 0,90) a été obtenue en utilisant seulement quatre images TerraSAR-X acquises en fin d'hiver et au printemps. Cette étude a permis de mettre en évidence que les images les plus utiles pour détecter les formations végétales au sein des zones humides sont celles qui sont acquises au cours de la période de croissance des plantes et lors des variations des processus hydrodynamiques (Fig. VIII.3). Les résultats de cette étude montrent que la période clé d'acquisition d'images pour la cartographie des formations végétales des zones humides correspond au printemps dans les zones de climat tempéré. En effet, les images RSO doivent être acquises à ces périodes critiques, à partir de la fin de l'hiver jusqu'au début de l'été, lorsque les processus hydrodynamiques présentent les plus fortes variations (Maltby 2009). A l'inverse, les images acquises entre juin et octobre sont beaucoup moins informatives du fait de la stabilité, à cette période, des processus hydrodynamiques et de la croissance de la végétation.

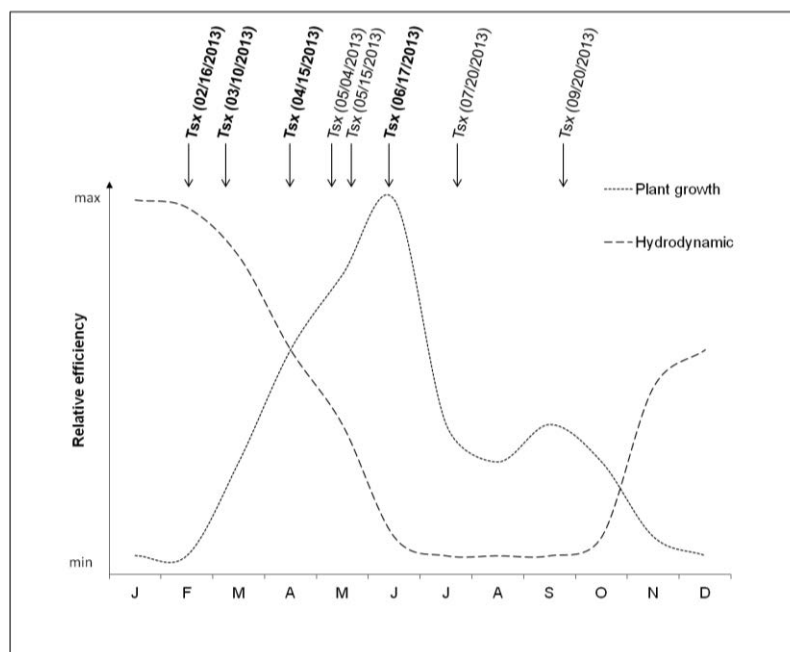


Figure VIII. 3. Schéma illustrant les variations des processus hydrodynamiques et de croissance des plantes au sein des zones humides en climat tempéré. Les dates d'acquisition des images de TerraSAR-X ont été superposées.

Plus précisément, nous pouvons noter que l'image acquise au mois de février est très informative pour la cartographie de la végétation car cette période de l'année correspond au pic de l'inondation. Ainsi, une image acquise en Février permet de détecter les prairies mésophiles de manière très précise (c'est-à-dire les zones non inondées). Les mois de mars, avril et juin permettent de détecter la durée d'inondation de la zone humide et ainsi indirectement la distribution des types de formations végétales (prairies longtemps inondées, prairies méso-hygrophiles, prairies hygrophiles). Étonnamment, l'intégration d'une image RSO acquise en mai n'augmente pas de manière significative la précision de la classification ($KI = 0,92$ pour quatre dates et $KI = 0,93$ pour cinq dates intégrant le mois de mai). En effet, les images de télédétection acquises en mai sont généralement prises en compte pour la cartographie de la végétation des zones humides puisque les processus hydrodynamiques restent actifs à cette période et que la croissance de la végétation est optimale (Harris and Bryant 2009; Rapinel et al. 2014). Etant donné que le temps de revisite du satellite TerraSAR-X est de 11 jours, il serait intéressant d'évaluer de manière plus précise l'intérêt des images de printemps pour la cartographie des formations végétales dans les zones humides. Il serait par exemple opportun d'acquérir plusieurs images au mois d'avril puisque de nombreux changements se produisent au cours de ce mois de l'année (Fig. VIII.3).

La typologie de la végétation établie dans le cadre de cette étude est beaucoup plus précise que celles qui sont actuellement utilisées pour les études visant à cartographier la végétation des zones humides à partir d'images RSO. En effet, les travaux utilisant des données RSO, et plus particulièrement les coefficients de rétrodiffusion (Hess et al. 2003), les indices de texture (Gosselin et al. 2012) ou encore certains paramètres polarimétriques (Schmitt et al. 2012) ne considèrent que les principaux types d'occupation du sol (par exemple l'eau libre, le bois, les forêts inondées, les forêts non inondées). En ce qui concerne la classification des types de prairies, les résultats de cette étude sont aussi précis que ceux qui sont obtenus dans les travaux visant à établir une relation entre la végétation et la micro-topographie à partir de données LIDAR pour classer les prairies des zones humides (Moeslund et al. 2011). Par ailleurs, certaines études ont souligné que la végétation des zones humides pouvait être cartographiée à l'échelle de l'espèce en utilisant des données hyperspectrales (Schmidt et al. 2007). En perspective, il serait intéressant d'évaluer cette méthode pour la classification de la végétation des zones humides à l'échelle de l'espèce dominante en utilisant des données TerraSAR-X.

De plus, d'autres modes de configuration RSO (multi-fréquence ou multi-angulaire) pourraient être étudiés. Dans le cadre de la prochaine mission du capteur Sentinel 1 une grande quantité d'images RSO (polarisation double) à très haute résolution spatiale sera bientôt disponible, offrant de nouvelles perspectives pour le suivi de la dynamique des zones humides. En outre, la fusion de données optiques et radar, qui a déjà montré son efficacité pour la cartographie de la végétation des zones humides (Hill et al. 2005), pourrait être évaluée sur les données Sentinel 1 (radar) et Sentinel 2 (optique).

Cette approche a été appliquée à une zone humide herbacée, car la bande X n'est pas en mesure de pénétrer dans la canopée des arbres pour détecter l'eau sous-jacente. De nombreuses études ont montré que seules les grandes longueurs d'onde telles que la bande L ou la bande P peuvent pénétrer les forêts marécageuses denses de manière à détecter les inondations sous la canopée (Hess et al. 2003 ; Betbeder et al. 2014). Avec l'arrivée des nouveaux capteurs BIOMAS et ALOS 2 (respectivement bande P et bande L), cette méthode pourrait être testée sur les zones humides boisées afin de cartographier les différents types de forêts marécageuses.

Les résultats de cette étude fournissent des informations intéressantes pour les gestionnaires, en particulier pour le suivi de la dynamique intra et inter annuelle des crues des bassins hydrographiques et des zones humides (Jones et al. 2009). Etant donné que le coût des images RSO reste élevé (environ 140 € par km²) et que leur traitement est relativement long, notre approche peut aider les gestionnaires à déterminer le nombre optimal d'images nécessaires à la réalisation d'une cartographie détaillée de la végétation des zones humides et ainsi d'améliorer les calendriers d'acquisition d'images de télédétection.

VIII.5. Conclusion

Cet article explore l'utilisation d'une série temporelle mensuelle d'images RSO acquise au cours d'une année hydrologique afin d'identifier les formations végétales des zones humides. Les résultats obtenus mettent en évidence les périodes clé pour l'acquisition d'images (fin de l'hiver et printemps) permettant de cartographier les formations végétales. Ces résultats sont concordants avec ceux qui sont issus des études en écologie, ces derniers montrant que la saison la plus importante pour évaluer la distribution des formations végétales correspond à la période d'assèchement des marais au printemps, c'est-à-dire entre février et juin pour des climats tempérés. Cette étude souligne également qu'une relation peut être établie entre les formations végétales et les processus hydrodynamiques en utilisant une série temporelle d'images RSO composée de seulement 4 images. Cette étude ouvre des perspectives intéressantes pour la gestion locale des zones humides à une échelle fine (par exemple pour la restauration des zones humides) et les études de biodiversité associées à ces milieux.

Les travaux relatifs à ce chapitre ont fait l'objet d'une valorisation scientifique :

Betbeder J., Rapinel S., Corgne S., Pottier E., Hubert-Moy L., TerraSAR-X time series for mapping of wetland vegetation , *ISPRS Journal of photogrammetry and Remote Sensing* (en révision)

SYNTHESE DE LA DE LA TROISIEME PARTIE

Dans cette troisième partie, nous avons étudié les éléments potentiellement constitutifs des continuités agricoles, et plus particulièrement les zones humides. L'objectif de cette partie, qui était double, était : 1- Evaluer une série multi-temporelle d'images TerraSAR-X acquises en polarisation double pour cartographier précisément la répartition des formations végétales au sein des zones humides; 2- Définir le nombre d'images radar optimal et déterminer les dates d'acquisition clé pour cartographier les formations végétales des zones humides à une échelle fine.

Pour atteindre le premier objectif, nous avons évalué une série multi-temporelle d'images TerraSAR-X pour cartographier des zones humides herbacées à une échelle fine. Les résultats ont montré que les formations végétales peuvent être identifiées de façon très précise à partir de la classification de profils temporels d'un indicateur polarimétrique, l'entropie de Shannon, dérivé d'images TerraSAR-X acquises en double polarisation. Ils révèlent également l'intérêt d'utiliser des paramètres polarimétriques comparativement à des coefficients de rétrodiffusion utilisés seuls ou de manière combinée. Concernant les techniques de classification, les meilleurs résultats ont été obtenus en utilisant une méthode de type SVM à noyau gaussien. Cette étude est ainsi l'une des premières à notre connaissance à évaluer l'apport des données polarimétriques et des coefficients de rétrodiffusion dérivés de données acquises en double polarisation pour cartographier la végétation des zones humides à l'échelle du 1: 10 000^{ème}.

Pour répondre au second objectif, nous avons défini le nombre optimal d'images ainsi que les dates d'acquisition clé pour cartographier les formations végétales des zones humides à une échelle fine à partir d'images radar. En effet, le coût des images RSO reste encore aujourd'hui élevé, notamment pour des collectivités ou bureaux d'études, et les temps de prétraitements et de traitements augmentent avec le nombre d'images utilisés. Une classification très précise des formations végétales des zones humides (indice Kappa > 0,90) a été obtenue en utilisant seulement quatre images TerraSAR-X acquises en fin d'hiver et au printemps. Cette étude a permis de mettre en évidence que les images les plus utiles pour détecter les formations végétales au sein des zones humides sont celles qui sont acquises au cours des périodes de croissance des plantes et des variations des processus hydrodynamiques, ce qui concorde avec les conclusions des études menées en écologie.

Les images RSO fournissent des indicateurs pertinents pour cartographier la végétation des zones humides à une échelle fine, celle des formations végétales. L'analyse de la relation établie entre les formations végétales et l'hydrodynamisme de surface des zones humides à partir d'images radar pourrait ainsi aider à modéliser les dynamiques spatio-temporelles des zones humides, telle que la colonisation de la végétation. Ces études ouvrent des perspectives intéressantes quant à la gestion locale des zones humides à une échelle fine (par exemple la restauration des zones humides) et les études de biodiversité associées à ces milieux, comme la cartographie des continuités des surfaces végétales à différentes dates de l'année, ces continuités autorisant la dispersion de certaines espèces.

PARTIE 4. IDENTIFICATION DES CULTURES



INTRODUCTION DE LA QUATRIEME PARTIE

La quatrième partie de ce manuscrit présente les travaux réalisés pour identifier et caractériser les éléments potentiellement constitutifs des continuités agricoles et plus particulièrement les cultures. Les enjeux de l'étude et de la cartographie de ces éléments paysagers ont été définis dans le cadre de la première partie.

Cette partie vise à : 1- Evaluer la fusion de données optiques et radar pour la cartographie des cultures à une échelle fine; 2- Evaluer les indicateurs dérivés des données RSO pour la modélisation de la distribution de la composition des peuplements de carabiques des cultures au sein d'un paysage agricole.

Le neuvième chapitre vise ainsi à évaluer la manière dont l'utilisation combinée des données optiques et radar multi-temporelles permet d'améliorer la cartographie des cultures à échelle fine. Pour ce faire, nous avons d'abord extrait des variables biophysiques à partir des séries temporelles d'images optiques et des paramètres polarimétriques et coefficients de rétrodiffusion à partir des séries temporelles d'images radar. Une méthode de fusion a été appliquée à ces différentes variables, en se basant sur la théorie des évidences de Dempster-Shafer. Nous avons choisi d'utiliser la théorie des évidences de Dempster-Shafer pour fusionner les indicateurs dérivés des séries temporelles d'images optiques et radar, car elle permet de fusionner des données hétérogènes, imprécises et incomplètes en prenant en compte l'incertitude liée aux données utilisées et au processus de modélisation tout en associant un degré de confiance aux résultats produits.

Dans dixième chapitre, nous avons évalué le potentiel des indicateurs dérivés de l'imagerie radar pour l'étude de la dynamique intra-annuelle des compositions de peuplements de carabiques des cultures au sein d'un paysage agricole. Si la mosaïque des cultures joue un rôle de corridor écologique, celui-ci est directement influencé par les interfaces agricoles à l'échelle de la parcelle mais également à l'échelle du paysage. Par exemple, les interfaces entre deux cultures différentes favorisent les déplacements des espèces inféodées au milieu agricole alors que les interfaces avec une haie dense ou encore une route, les ralentissent. Nous supposons ainsi que l'environnement proche de la parcelle ainsi que la structure du paysage influence directement les évolutions intra-annuelles de la composition en espèces. Pour tester cette hypothèse, nous avons dérivé différentes métriques à l'échelle du paysage et à l'échelle de la parcelle à partir de données RSO et de photographies aériennes, de manière à évaluer l'apport des données de télédétection pour caractériser la mosaïque agricole afin d'étudier la dynamique intra-annuelle de la composition des peuplements d'espèces inféodées au milieu agricole

CHAPITRE IX. EVALUATION DE LA FUSION D'INDICATEURS DERIVES DE SERIES TEMPORELLES D'IMAGES OPTIQUES ET RADAR POUR LA CARTOGRAPHIE DES CULTURES

SOMMAIRE

IX.1.Introduction	194
IX.2. Matériel et méthode	196
IX.2.1. Site d'étude et données	196
IX.2.1.1. Site d'étude	196
IX.2.1.2. Données	197
a) Images satellitaires	197
b) Données terrain et données auxiliaires	198
IX.2.2. Prétraitement et traitement des données	198
IX.2.2.1. Prétraitements	198
a) Imagerie optique	198
b) Imagerie radar	199
IX.2.2.2.Traitements	199
IX.3. Résultats	202
IX.3.1. Analyse des relations entre variables optiques et radar	202
IX.3.2. Analyse des profils temporels des variables optiques et radar	203
IX.3.2.1. Double rebond et simple rebond	203
IX.3.2.2. . Coefficients de rétrodiffusion : $\sigma^{\circ}HH$, $\sigma^{\circ}VV$	204
IX.3.2.3. Span et Entropie de Shannon	204
IX.3.1.4.LAI, FAPAR et FCOVER	205
IX.3.3. Les meilleurs descripteurs des cultures	206
IX.3.3.4. Cartographie finale des cultures	208
IX.4. Discussion	210
IX.4.1. Analyse des profils temporels	210
IX.4.1.1. Classe « Maïs »	210
IX.4.1.2. Classes « Blé » et « Orge »	211
IX.4.1.3. Classe « Colza »	211
IX.4.1.4. Classe « Prairies »	212
IX.4.2. Choix des combinaison d'indicateurs, et classification finale	212
IX .5. Conclusion	214

IX.1.Introduction

Bien que l'occupation et l'usage des sols dans les zones d'agriculture intensive représentent un enjeu important d'un point de vue environnemental, le suivi temporel des cultures est encore critique (Lobell and Field 2007). Si les données de télédétection sont largement utilisées pour effectuer un suivi des terres cultivées sur de grandes surfaces, il subsiste quelques verrous pour identifier avec une précision élevée l'ensemble des cultures, plus particulièrement dans les régions où la mosaïque agricole présente des dynamiques spatio-temporelles élevées.

La cartographie des différents types de cultures est traditionnellement effectuée en utilisant deux ou trois images optiques acquises au cours d'une même année culturale. Toutefois, ce nombre d'images se révèle souvent trop faible pour discriminer certaines cultures qui ont des réponses spectrales similaires lors de l'acquisition des images (Corgne 2004). En outre, dans certaines régions, le nombre d'images optiques exploitables en totalité par année est faible, car l'acquisition et l'exploitation de ces données est limitée à des périodes sans couverture nuageuse. Actuellement, seules les données radar RSO, qui ne sont pas sensibles aux conditions de visibilité et qui peuvent être enregistrées de jour comme de nuit, permettent d'acquérir des séries temporelles intra-annuelles d'images exploitables, constituant ainsi une alternative aux images optiques. Par ailleurs, les nouveaux capteurs RSO à très haute résolution spatiale et temporelle offrent des potentialités intéressantes pour le suivi des cultures à une échelle parcellaire (Baghdadi et al. 2009).

Des variables biophysiques telles que le LAI ou le fCOVER peuvent être dérivées à partir d'images optiques (Duthoit 2006), ce qui permet de produire indirectement des informations sur la phénologie des cultures et par conséquent de les discriminer (Dusseux et al. 2013). Des paramètres sur la structure de la végétation peuvent être produits à partir d'images radar, ce qui permet aussi de produire indirectement des informations sur la phénologie des cultures et par conséquent de les discriminer (Baghdadi 2009). L'utilisation conjointe de données satellitaires radar et optiques à une date donnée a d'ailleurs déjà montré un intérêt certain pour identifier certaines cultures et des pratiques agricoles à une échelle fine (Ban 2003; Blaes et al. 2005). Mais quand l'objectif est d'identifier toutes les cultures sur un territoire agricole donné, il devient nécessaire d'utiliser des séries temporelles d'images (Schotten et al. 1995 ; Herold and Haack 2002 ; McNairn et al. 2009; Dusseux et al. 2011). Si l'intérêt respectif de séries temporelles d'images optiques (De Bie et al. 2011; Murakami et al. 2001) et radar (Baghdadi et al. 2009) a déjà été évalué, la synergie de ces deux types de séries temporelles l'a rarement été (El Hajj et al. 2009 ; De Bie et al. 2011). Toutefois, quelques études ont montré l'intérêt d'étudier la combinaison de séries multi-temporelles d'images optiques et radar pour classer les cultures contre leur utilisation seule. (Brisco et al. 1989 ; Brisco and Brown 1995 ; Schotten et al. 1995) Par exemple, McNairn et al. (2009) ont démontré que l'intégration d'une ou deux images RSO dans une série multi-temporelle optique de plusieurs images permettait d'améliorer les résultats des classifications pour l'ensemble des classes de cultures étudiées.

Nous pouvons cependant noter que dans la majorité des études utilisant à la fois des images optiques et radar pour la classification des cultures, seul le coefficient de rétrodiffusion dérivé des images RSO est utilisé, les paramètres polarimétriques n'étant que très peu exploités.

De plus, concernant les méthodes employées pour exploiter la synergie des images optiques et radar, nous pouvons noter que la majorité d'entre elles utilisent des méthodes « classiques de classification » comme les SVM (Dusseux et al. 2012) ou de simples seuillages d'indicateurs (Hill et al. 2005). Très peu d'études se sont intéressées à la prise en compte de l'incertitude liée aux données utilisées et au processus de modélisation. Pour ce faire, des méthodes de fusion existent telles que des méthodes reposant sur la théorie des évidences de Dempster-Shafer (Yager et al. 1994), qui permet de fusionner des données hétérogènes, imprécises et incomplètes, tout en associant un degré de confiance aux résultats produits.

Enfin, si la majorité des études évaluent la précision des classifications sur l'ensemble des classes de cultures, très peu d'entre elles ont cherché à définir les indicateurs les plus adaptés à l'identification de chaque classe d'occupation du sol ou à déterminer le nombre d'indicateurs à utiliser pour obtenir un niveau de précision de classification très élevé. Mascle Le Hegarat et al. (2006). ont cherché à identifier les indicateurs les plus pertinents dérivés de deux images optiques à partir d'une méthode de fusion basée sur la théorie de Dempster Shafer afin de détecter des changements d'occupation des sols en milieu agricole et en milieu forestier. Les résultats de cette étude montrent que deux à trois indicateurs suffisaient pour détecter des changements avec une très forte précision. Cette approche n'a jusqu'à présent pas encore été appliquée pour fusionner des séries temporelles d'images optiques et radar de manière à distinguer les combinaisons entre indicateurs les plus pertinentes pour détecter chaque type de culture.

Ainsi, l'objectif de cette étude est d'évaluer l'utilisation combinée de séries temporelles de données optiques et radar pour améliorer la cartographie des cultures à une échelle fine. Pour ce faire, nous avons extrait des variables biophysiques à partir des séries temporelles d'images optiques et des paramètres polarimétriques et coefficients de rétrodiffusion à partir des séries temporelles d'images radar. Nous cherchons ainsi à identifier de manière précise, différents types de cultures dans un paysage agricole en effectuant le suivi non plus d'un seul mais de plusieurs paramètres. L'intérêt de cette étude est ainsi 1) d'identifier la meilleure combinaison d'indicateurs pour chaque classe de cultures et 2) évaluer l'apport des indicateurs polarimétriques en comparaison aux données optiques pour la classification des cultures. Pour ce faire, une méthode de fusion a été appliquée à ces différentes variables, en se basant sur la théorie des évidences de Dempster-Shafer (Yager et al. 1994).

IX.2. Matériel et méthode

IX.2.1. Site d'étude et données

IX.2.1.1. Site d'étude

Le site d'étude correspond à une zone localisée au cœur du site de Pleine Fougères située au sein de la Zone Atelier Armorique. Une description de ce site d'étude a été réalisée dans le chapitre 4. Les cultures dominantes sont les céréales (blé, orge), le maïs et les prairies, ces dernières étant pâturées et/ou fauchées. Le calendrier des cycles phénologiques des cultures est représenté dans la figure XI.1.

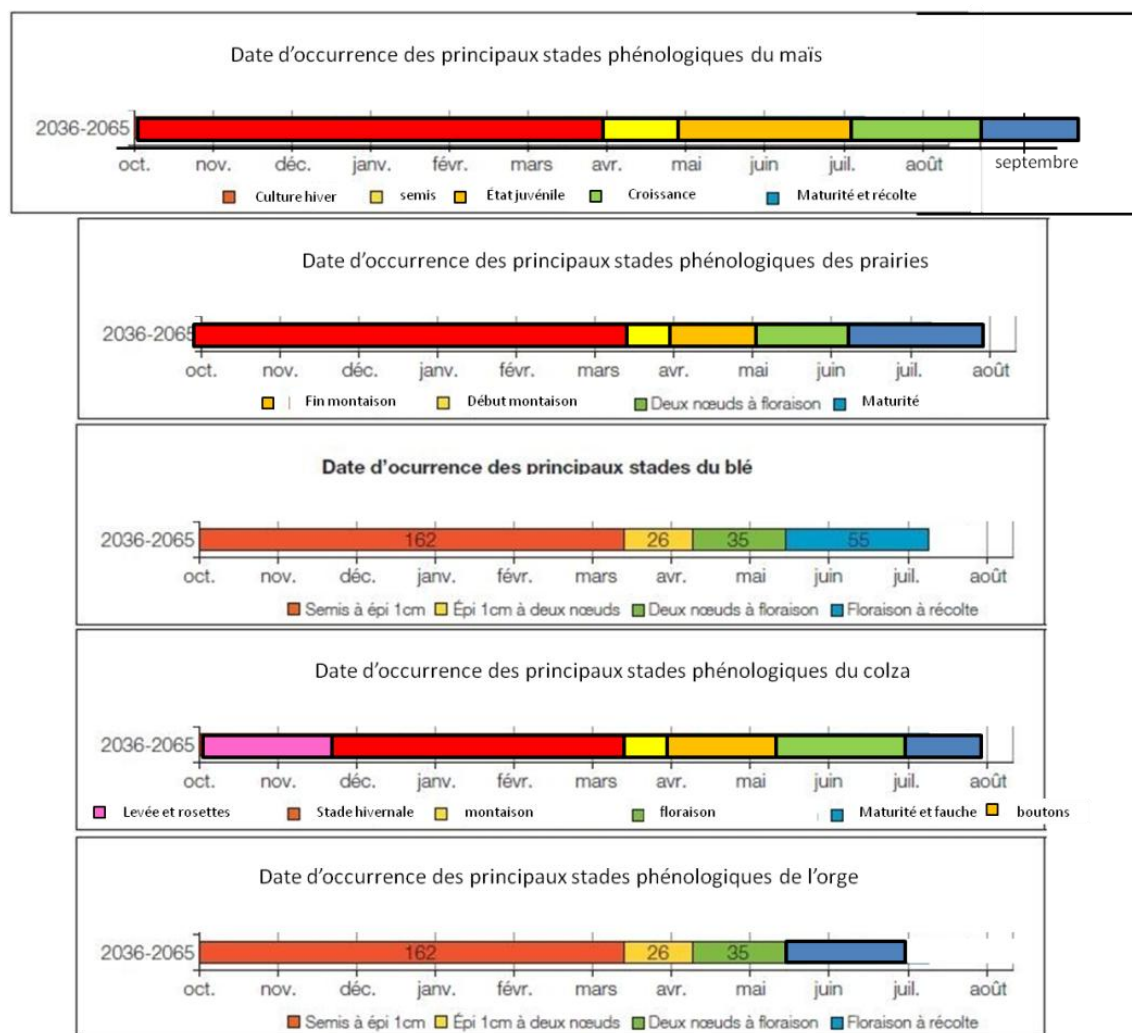


Figure IX. 1. Phénologie des cultures présentes sur le site d'étude.

IX.2.1.2. Données

a) Images satellitaires

Deux séries temporelles d'images satellitaires radar et optique ont été acquises entre février et juin 2013. La série radar comprend 4 images TerraSAR-X acquises en polarisation double (HH et VV). La série temporelle optique comprend 4 images acquises par le capteur SPOT-4 dans le cadre de l'opération SPOT-4 Take-5 (Tableau IX.1.). Les dates des images ont été choisies de manière à repérer les différents stades phénologiques des cultures : en début d'année au moment des semis (février, mars) ; au printemps lors de la montaison et du semis du maïs (avril) et au début de l'été pendant la croissance et la fauche des cultures (juin). Les dates d'acquisition d'images des deux capteurs sont éloignées au maximum de 13 jours pour un même mois.

Table IX. 1. Caractéristiques des images radar.

Résolution Spatiale	1,5 m X 1,5 m
Résolution azimuthale	2.2 m
Polarization	Double polarisation (HH/VV)
Mode	Haute résolution spotlight
Angle d'incidence	(ascendant droit)
Couverture	5 km X 10 km
Dates	16/02/2013 10/03/2013 15/04/2013 17/06/2013

Table IX. 2. Caractéristiques des images optiques.

Capteur	Dates	Résolution spatial	Bandes spectrales
SPOT 4	11/02/2013 28/03/2013 02/04/2013 06/06/2013	20 m X 20 m	B1 (vert) : 0.5-0.59µm B2 (rouge) : 0.61-0.68µm B3 (PIR): 0.78-0.89 µm B4 (MIR):1.58-1.75 µm

b) Données terrain et données auxiliaires

Des relevés ont été effectués sur le terrain (1 par parcelle) à chaque date d'acquisition des images sur 26 parcelles réparties sur l'ensemble du site d'étude (Figure IX.2). Pour chaque parcelle, le type d'occupation du sol ainsi que la hauteur de la végétation ont été recensés. Deux types de données extraites de la base de données de la Zone Atelier Armorique ont été utilisés : (1) La carte de l'occupation du sol disponible sur le site d'étude, réalisée à partir de la photo-interprétation d'images aériennes par le laboratoire LETG Rennes COSTEL, qui a servi à masquer les éléments du paysage n'étant pas des cultures, c'est-à-dire les surfaces bâties et les linéaires boisés; (2) Les limites parcellaires obtenues par photo-interprétation de photographies aériennes qui ont été utilisés pour étudier les signaux des différentes variables dérivées des données de télédétection à l'échelle parcellaire.

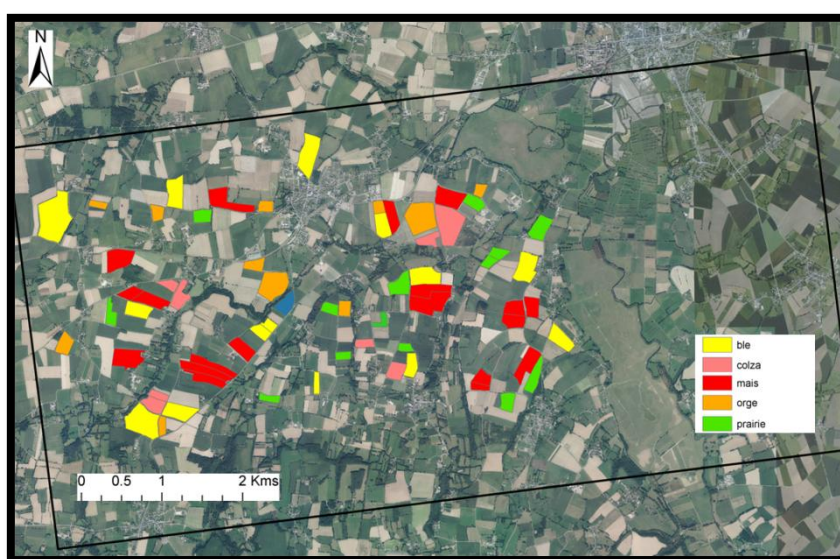


Figure IX. 2. Localisation des relevés terrain réalisés en 2012 sur le site d'étude pour calibrer et valider les algorithmes de classification.

IX.2.2. Prétraitement et traitement des données

IX.2.2.1. Prétraitements

a) Imagerie optique

Les images optiques ont tout d'abord été prétraitées en suivant le protocole décrit dans le chapitre 4. Par la suite, trois variables biophysiques ont été calculées grâce au modèle PROSAIL (Jacquemoud et al. 2009) qui est le résultat du couplage de deux modèles : Prospect qui modélise les propriétés optiques d'une feuille à partir de ses propriétés biochimiques, et SAIL qui permet de calculer des valeurs de réflectance d'un couvert végétal à partir de sa structure. Ces prétraitements sont détaillés dans le chapitre 4.

b) Imagerie radar

Les images radar ont été prétraitées de manière à extraire quatre paramètres polarimétriques: le simple rebond, le double rebond, l'entropie de Shannon, et le Span (cf. chapitre 4). Les deux premiers paramètres ont été extraits de la matrice de covariance C_2 et les deux autres de la matrice de cohérence T_2 .

La fusion d'images optiques et radar ne peut s'effectuer qu'avec des images ayant la même résolution spatiale. Les images utilisées dans le cadre de cette étude ont des résolutions spatiales différentes (20 m x 20 m pour SPOT-4 ; 1,5 m x 1,5 m pour TerraSAR-X). Nous avons ainsi choisi de dégrader la résolution des images RSO en réalisant la fusion de données à l'échelle parcellaire. Ainsi, tous les indicateurs dérivés des séries temporelles d'images optiques et radar ont été moyennés à l'aide du parcellaire agricole présenté précédemment.

IX.2.2.2. Traitements

La fusion d'images de télédétection peut être réalisée à trois niveaux différents (Ducrot 2005): avant la classification, pendant la classification, ou après la classification (fusion post-classification). Dans le cadre de cette étude, une fusion « post-classification » a été adoptée, puisqu'elle permet de ne pas altérer l'information spectrale originale, et semble plus adaptée aux objectifs définis préalablement (Ducrot 2005; Corgne 2004). Les classifications permettent d'utiliser les probabilités d'appartenance à une classe donnée pour définir les masses. En outre, la fusion post-classification permet de sélectionner la méthode de classification la plus adaptée au jeu de données. De cette manière, l'affectation des masses n'en est que plus précise et fiable.

La Figure IX. 4. présente la méthodologie développée. Dans un premier temps, des classifications de type supervisé ont été réalisées selon la méthode SVM. Yang et al. (2011) ont en effet montré que les classifications SVM faisaient partie des méthodes les plus performantes pour cartographier l'occupation du sol. Les classifications supervisées de type SVM reposent sur le principe suivant : elles transposent dans un espace de dimension infinie des données d'échantillons à n dimensions afin de discriminer au mieux les échantillons en définissant un séparateur non linéaire entre ceux-ci. L'appartenance à l'une ou l'autre des classes est déterminée par la position du point par rapport au séparateur (Figure IX.3). Plus le point est loin du séparateur, plus l'appartenance à l'une ou l'autre des classes est fiable. Si le point est proche du séparateur, alors il y aura au contraire une forte incertitude sur l'appartenance du point à une classe donnée.

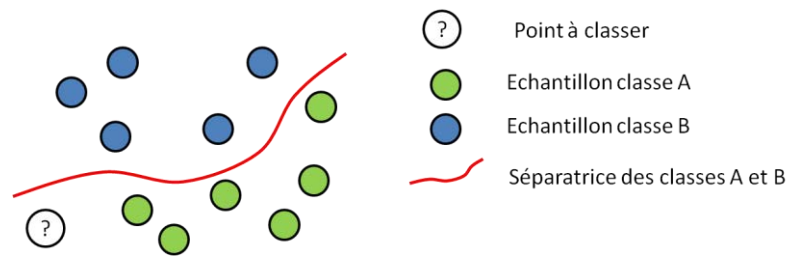


Figure IX. 3. Schéma d'une classification SVM à deux classes.

Une classification a été réalisée pour chaque classe de culture, et pour chaque série temporelle de chaque indicateur (5 classes X 8 indicateurs = 45 classifications au total). Ces classifications ont permis d'évaluer l'appartenance de chaque pixel à la classe voulue. Les masses ont ensuite attribuées à chaque pixel issu des classifications, à partir de l'indice de kappa global calculé sur les résultats des SVM et de la distance du pixel au séparateur. Si le pixel échantillonné est loin du séparateur, alors il appartient ou n'appartient pas de manière certaine à la classe. Au contraire, s'il est proche du séparateur, alors il y a une incertitude quant à son appartenance à la classe. De même, si le kappa global (sur l'ensemble des points) est faible, alors le séparateur ne permet pas de discriminer les points entre eux. Il y aura donc une forte incertitude sur l'appartenance du pixel à la classe.

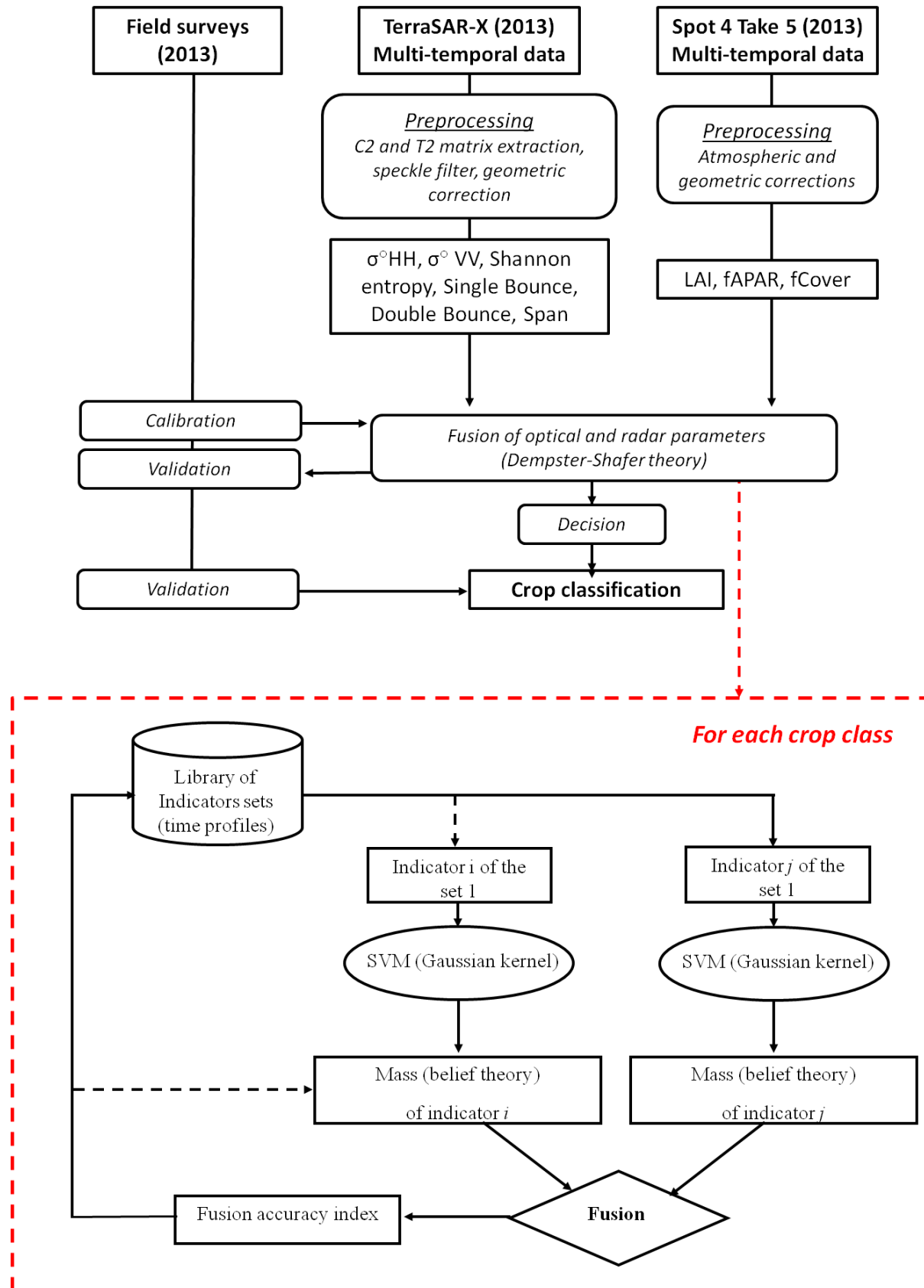


Figure IX. 4. Schéma général de la classification (d'après Mascle Le Hégarat 2006).

La fusion d'informations a été réalisée avec la théorie de Dempster-Shafer pour toutes les combinaisons d'indicateurs possibles (511 pour les 9 indicateurs) en utilisant les échantillons d'apprentissage dont l'appartenance à une classe est déjà connue.

Un critère de qualité de fusion, a ensuite été défini afin de déterminer la meilleure combinaison. Il est calculé à partir des masses fusionnées et des échantillons de validation comme suit (équations IX.1 et IX.2).

$$\text{Critère} = (PV - PF) * 1 \text{ si bonne classe} \quad (\text{XI.1})$$

$$\text{Critère} = (PV - PF) * (-1) \text{ si mauvaise classe} \quad (\text{XI.2})$$

Une fois la meilleure combinaison d'indicateurs définie, la fusion a été appliquée à l'ensemble de l'image.

La dernière étape, la prise de décision, consiste à affecter chaque pixel de l'image à la classe ayant la probabilité pignistique la plus élevée. La technique de la probabilité pignistique a été retenue car elle permet d'effectuer un partage de la probabilité « incertaine » entre « probabilité vraie » et « probabilité fausse ». C'est un bon compromis entre une sous-estimation et une sur-estimation de l'appartenance du pixel considéré à une classe donnée (Corgne 2004).

$$\text{classe} = \max (P_{\text{pignistique}}(A), P_{\text{pignistique}}(B), P_{\text{pignistique}}(C), \dots) \quad (\text{XI.2})$$

Pour chaque classe, le cadre de discernement utilisé pour la fusion est simple : deux événements sont étudiés, appartenir à la classe ou non. Le power set ne contient alors que trois hypothèses : PV (probabilité d'être dans la classe considérée), PF (probabilité de ne pas être dans la classe considérée) et PI (incertitude de l'appartenance à la classe considérée).

IX.3. Résultats

IX.3.1. Analyse des relations entre variables optiques et radar

L'analyse des relations entre les variables dérivées des images optiques et radar montre une très forte corrélation entre les variables radar d'une part (Tableau IX.3) et

optiques d'autre part (Tableau IX.4). Le span s'avère très corrélé avec tous les paramètres radar (corrélation supérieure à 0.86 dans tous les cas). Les deux paramètres d'intensité $\sigma^{\circ}VV$ et $\sigma^{\circ}HH$ s'avèrent eux aussi très corrélés (0.96). Enfin, $\sigma^{\circ}HH$ est corrélé avec le double rebond (0.91). Le FAPAR et le FCOVER sont particulièrement corrélés (0.98).

Ces fortes corrélations entre indicateur sont probablement dues à la similitude de leur comportement dans le temps (allure des séries temporelles). Ainsi, plusieurs indicateurs permettront de discriminer une même classe d'occupation du sol.

Table IX. 3. Matrice de corrélation entre les indicateurs radar.

	Span	Entropie	Simple rebond	Double rebond	$\sigma^{\circ}HH$	$\sigma^{\circ}VV$
Span	1	0.86	0.97	0.88	0.91	0.92
Entropie		1	0.89	0.69	0.6	0.67
Simple rebond			1	0.76	0.83	0.87
Double rebond				1	0.91	0.86
$\sigma^{\circ}HH$					1	0.96
$\sigma^{\circ}VV$						1

Table IX. 4. Matrice de corrélation entre les indicateurs dérivés des données optiques.

	LAI	FAPAR	FCOVER
LAI	1	0.95	0.95
FAPAR		1	0.99
FCOVER			1

IX.3.2. Analyse des profils temporels des variables optiques et radar

L'évolution temporelle des indicateurs dérivés des images radar et optiques pour chaque type de culture est représentée dans les figures IX.5 et IX.6. Elle est analysée par indicateur ci-après :

IX.3.2.1. Double rebond et simple rebond

On remarque que quelles que soient les classes, les valeurs du simple et du double rebond sont assez élevées en hiver et au début du printemps. Elles subissent une diminution au mois d'avril. Pour les classes d'occupation du sol « prairies » et « colza », le paramètre de double rebond (et simple rebond pour les prairies uniquement) augmente à nouveau au mois de juin.

IX.3.2.2. Coefficients de rétrodiffusion : $\sigma^{\circ}HH$, $\sigma^{\circ}VV$

L'évolution des coefficients de rétrodiffusion HH et VV présente la même allure générale que celle du simple et du double rebond. Les profils sont assez stables pour l'ensemble des classes jusqu'en avril (entre -5 dB et -15 dB en fonction des types de cultures). Les coefficients de rétrodiffusion diminuent ensuite fortement en juin pour les classes d'orge et de blé et plus légèrement pour les classes de maïs et Colza.

IX.3.2.3. Span et Entropie de Shannon

Quelque soient les classes, le span et l'entropie de Shannon présentent des évolutions temporelles similaires. On remarque que les deux variables semblent corrélées, car elles ont le même comportement au cours du temps. Par ailleurs, nous pouvons noter que les écarts de valeurs entre les dates pour les différents types de cultures semblent être plus importants pour l'entropie de Shannon que pour les autres indicateurs polarimétriques ou les coefficients de rétrodiffusion.

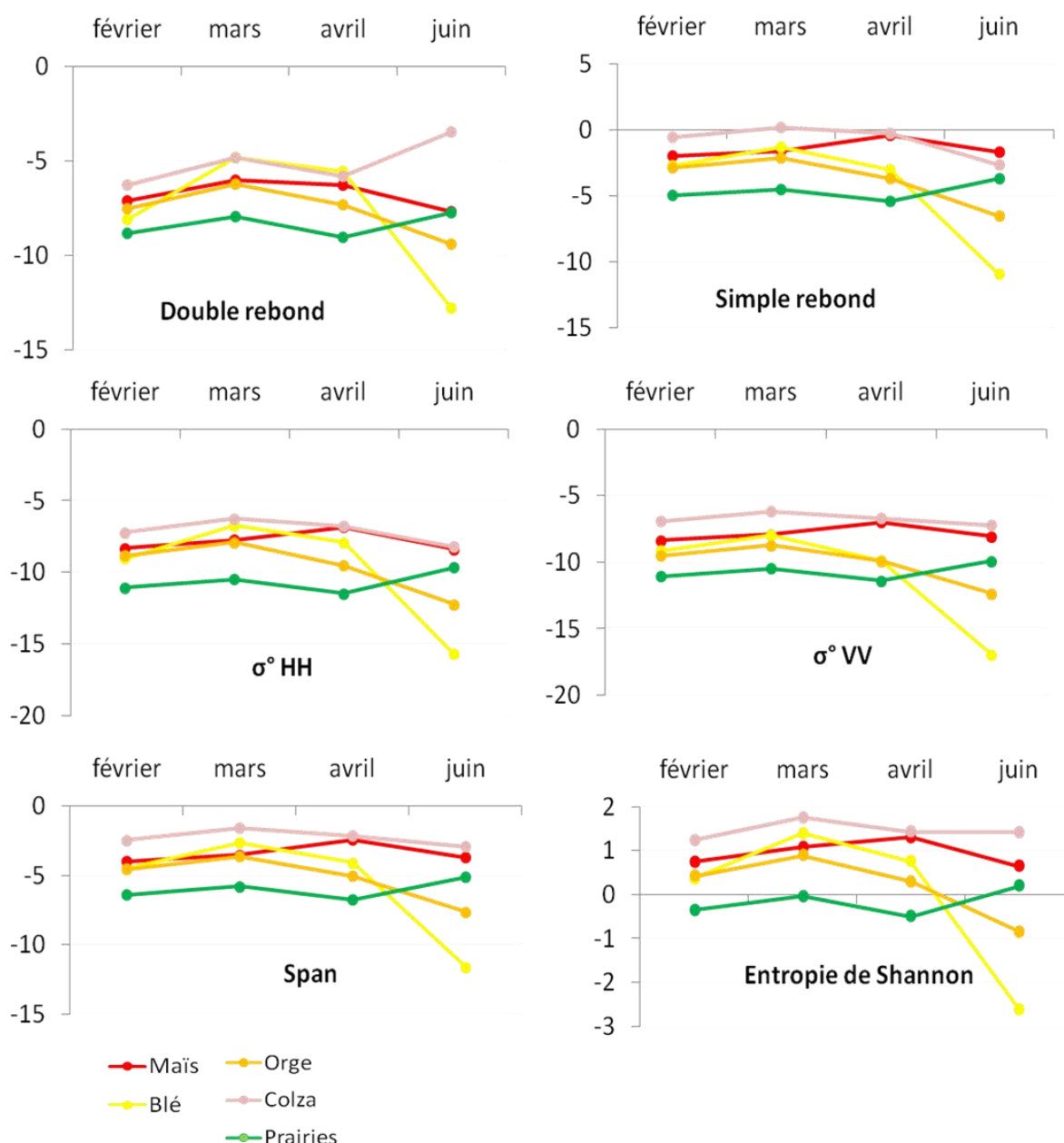


Figure IX. 5. Evolution temporelle des indicateurs des cultures dérivés des images radar.

IX.3.1.4. LAI, FAPAR et FCOVER

Les paramètres dérivés des images optiques présentent des signatures très différentes de celles observées à partir des images radar. Pour tous les indicateurs, on observe une augmentation des valeurs dans le temps pour toutes les classes sauf pour le maïs (qui diminue au cours du temps). Selon les classes, l'augmentation peut atteindre un palier de saturation en juin (orge et blé) ou être continue, et très faible, voire nulle (prairies).

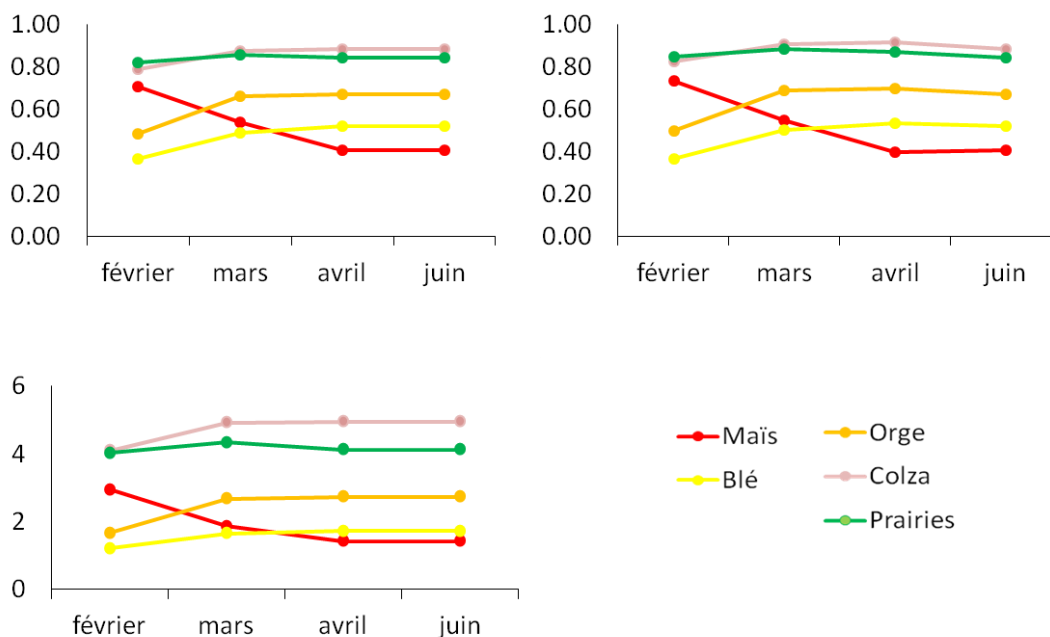


Figure IX. 6. Evolution temporelle des indicateurs des cultures dérivés des images optiques.

IX.3.3. Les meilleurs descripteurs des cultures

Les résultats obtenus dans le cadre de la fusion des indicateurs dérivés des images optiques, des images radar ou de l'ensemble des deux séries temporelles sont présentés dans la Table IX.5.

Table IX. 5. Résultats de la fusion des indicateurs temporels dérivés des images optiques, des images radar ou de l'ensemble des deux séries temporelles.

Type de données	Indice de Kappa	Précision globale
Optiques	0.2	31%
Radar	0.85	89%
Optique + Radar	0.85	89%

Les descripteurs retenus dans le cadre de la fusion des séries temporelles d'images optiques et d'images radar sont exactement les mêmes que ceux qui ont été retenus dans le cadre de l'application de la méthode de fusion à la série temporelle d'images RSO. Les meilleurs descripteurs pour chaque classe sont présentés dans la figure IV.7, un descripteur correspondant à la combinaison de plusieurs indicateurs. On observe tout d'abord que les indicateurs retenus pour chaque classe ne sont pas toujours les mêmes. Certaines tendances peuvent être toutefois relevées. Ainsi, les indicateurs dérivés des données radar ressortent mieux que les indicateurs dérivés des données optiques, en particulier les indicateurs polarimétriques que l'on retrouve dans toutes les combinaisons les plus performantes.

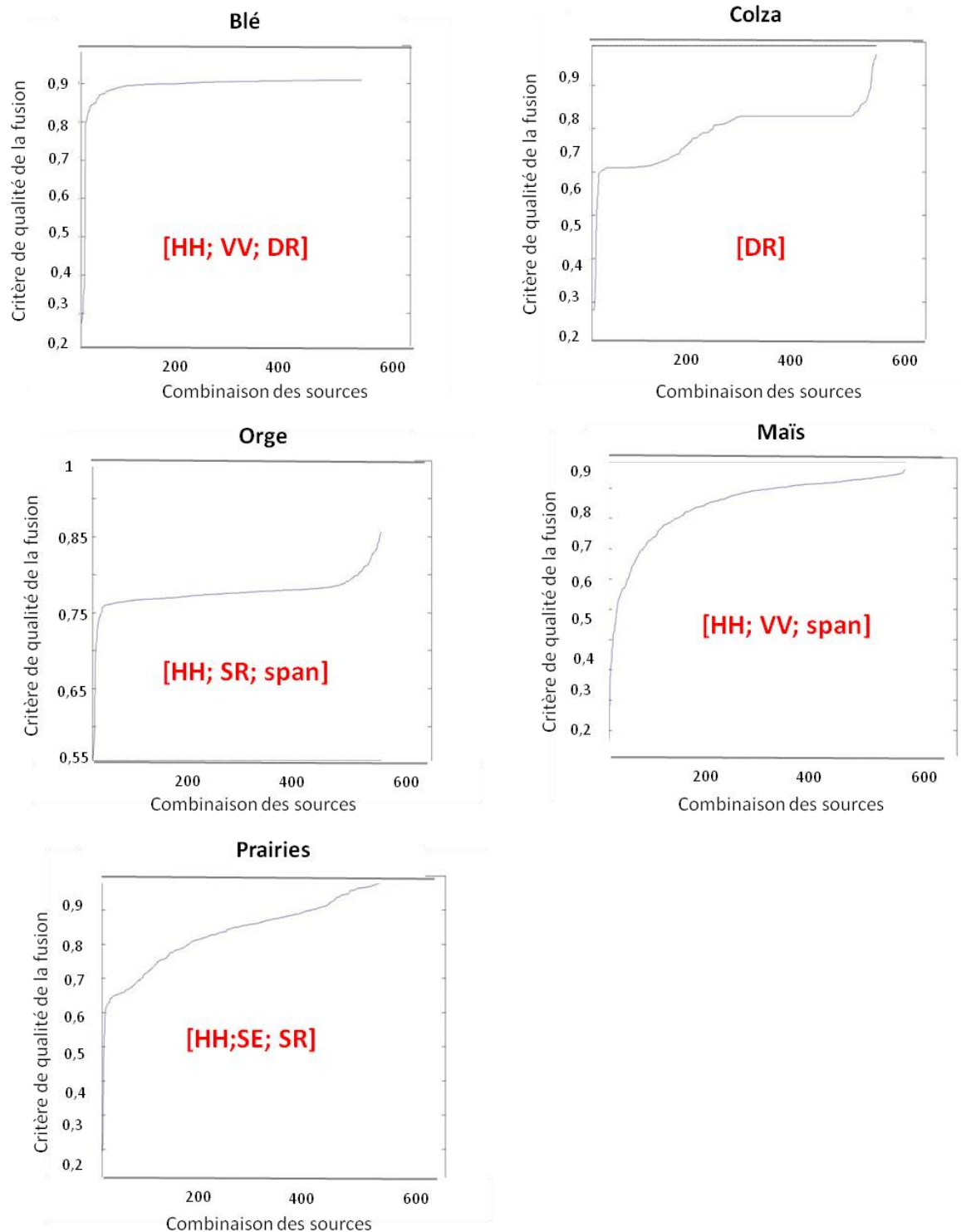


Figure IX. 7. Variation du critère de qualité de fusion en fonction des différentes combinaisons d'indicateurs (511 au total). En rouge la meilleure combinaison de trois indicateurs ou moins pour chaque classe. DB= double rebond, SB= simple rebond, SE= Entropie, HH= $\sigma^{\circ}\text{HH}$, VV= $\sigma^{\circ}\text{VV}$.

La figure IX.8 présente la variation du critère de qualité en fonction du nombre d'indicateurs utilisés pour la fusion. Si les meilleures combinaisons d'indicateur comportent

le plus souvent un grand nombre d'indicateurs, on peut observer qu'une combinaison comportant un nombre restreint peut également présenter un critère de qualité de fusion fort. En effet, nous pouvons observer sur toutes les courbes la présence d'un palier de saturation. Ainsi, une grande partie des combinaisons, dont certaines à seulement 3 voire 2 indicateurs, peuvent permettre une fusion de bonne qualité.

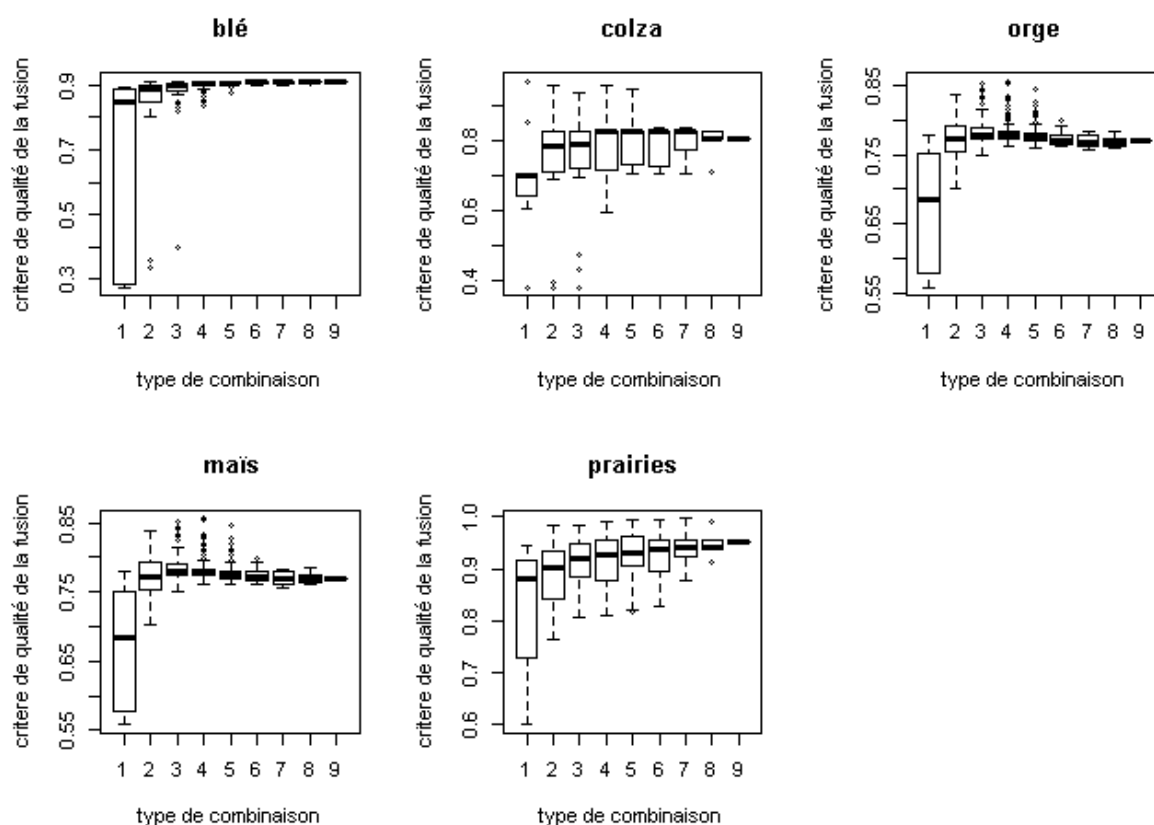


Figure IX. 8. Variation du critère de qualité de fusion en fonction du nombre d'indicateur par combinaison, pour chaque classe.

IX.3.3.4. Cartographie finale des cultures

Une fois la combinaison optimale d'indicateurs identifiée pour chaque classe, la fusion est appliquée sur toute l'image à partir de cette combinaison. Le résultat de la classification finale est représenté sur la figure IX.9. La qualité de la classification a été estimée par un indice de kappa calculé à partir d'échantillons de validation représentant 2% de la zone d'étude, et n'ayant pas servi à la classification. Le kappa ainsi obtenu est supérieur à 0,8 et la précision globale est égale à 0,85% (Table IX.6).

Table IX. 6. Table de contingence de la classification finale

Classification	Code	1	2	3	4	5	Total	Sur-détection
Blé	1	6598	0	267	310	0	7175	0.08
Colza	2	0	2360	0	0	0	2360	0
orge	3	0	0	2492	0	78	2570	0.03
Maïs	4	308	35	260	2628	0	3231	0.18
Prairies	5	0	0	0	777	2396	3173	0.2
Total		6906	2395	3019	3715	2474		
Sous-détection		0.04	0.01	0.17	0.16	0.03		

Précision globale = 89 %

Indice de kappa = 0.85

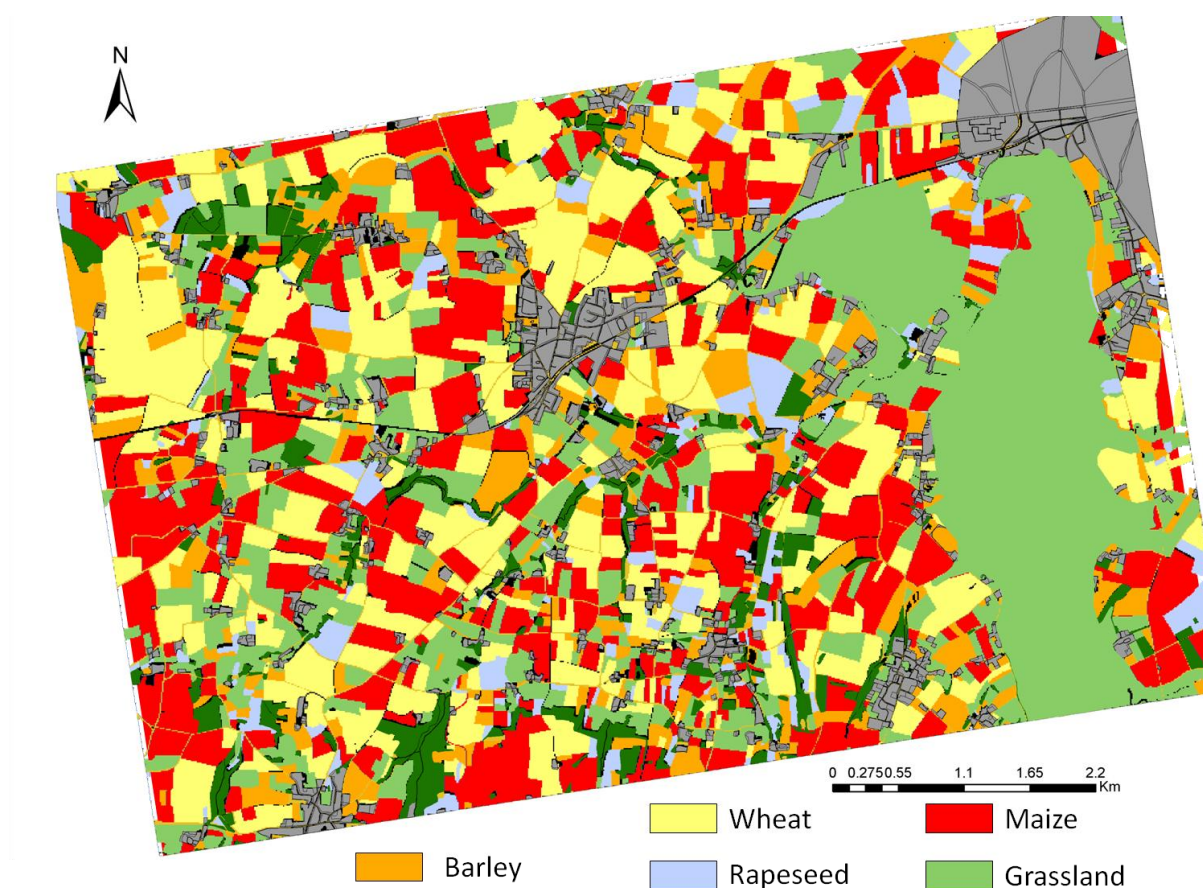


Figure IX. 9. Cartographie de l'occupation du sol.

IX.4. Discussion

IX.4.1. Analyse des profils temporels

L'analyse, pour chacune des classes de culture considérées, des profils temporels des indicateurs dérivés des images radar et optiques, (Figure IX.5 et IX.6) a montré une forte variation temporelle de ces profils en réponse aux variations intra-annuelles des propriétés biophysiques et structurales des cultures.

IX.4.1.1. Classe « Maïs »

Le maïs est généralement semé en Bretagne après une culture d'hiver (dans notre cas de la phacélie) qui est récoltée début mars. Début avril, le sol est nu et labouré. Le semis est ensuite réalisé fin avril, et le maïs ne commence à pousser qu'en mai. Mi juin il mesure environ 20 cm de haut jusqu'à atteindre 2 m de haut en août à la fin de sa croissance. Il est récolté à la fin de l'année en octobre ou novembre (en Bretagne). Les courbes temporelles dérivées des images satellitaires obtenues correspondent bien à ce qui est décrit. L'évolution de l'intensité rétrodiffusée en horizontal (HH) et en vertical (VV) permet ainsi de retracer l'évolution du maïs. Ces deux paramètres sont très corrélés (R^2 : 96 %), et ont la même évolution temporelle. Ces résultats confirment ceux obtenus par Baghdadi et al. (2009) pour la canne à sucre. Par ailleurs, les valeurs obtenues pour les coefficients de rétrodiffusion au début du printemps, quand le sol est labouré, correspondent aux valeurs décrites par Aubert et al. (2011) (entre -6 et -10 dB). Cela confirme la sensibilité de la bande X (capteur TerraSAR-X) à la rugosité du sol.

Concernant l'évolution temporelle du double et du simple rebond (Figure X.5), les valeurs sont très élevées en hiver et au début du printemps en raison de la présence de cultures hivernales, puis le signal diminue fortement lors du labour et du semis en avril et juin quand le couvert est très bas.

L'entropie de Shannon est un indicateur polarimétrique qui reflète la diversité des mécanismes qui se produisent au sol lors de l'interaction entre le signal et l'objet observé ; et la diversité de l'intensité du signal rétrodiffusé. Celui-ci présente de fortes valeurs (autour de 1) en début d'année (février) et subit une augmentation jusqu'en avril (jusqu'à 2 environ) à cause du labour qui induit un fort désordre. En juin lors du début de croissance du maïs, l'entropie diminue très fortement à cause de l'homogénéité des surfaces. Les valeurs de l'entropie de Shannon au mois de juin se situent pour cette classe autour de 1,5. Elles sont principalement dues à la croissance du maïs qui entraîne une augmentation des mécanismes rétrodiffusés (principalement du double rebond) et une augmentation d'intensité du signal rétrodiffusé.

Le span correspond à l'intensité totale (en horizontal et en vertical) renvoyée au capteur. Cet indicateur est très corrélé à l'entropie de Shannon (0,86% de corrélation). L'augmentation des valeurs du span est principalement due à la croissance du maïs et au labour qui engendre une augmentation du signal rétrodiffusé vers le capteur.

Les profils des paramètres optiques reflètent tout aussi bien l'évolution du maïs. En effet la diminution du LAI correspond bien au passage d'une culture d'hiver très couvrante (LAI fort autour de 4) en février à un sol nu labouré (LAI autour de 0), puis à un sol presque nu en semis en avril et mai (LAI proche de 1). Les images ayant été acquises au tout début du mois de juin, la croissance du maïs est tout juste commencée, ce qui explique les faibles valeurs de LAI à cette période. Nous avons montré la très forte corrélation entre les indicateurs FAPAR et FCOVER (0.99), ainsi qu'avec le LAI (>0.90) (tableau IX.4). Cette très forte corrélation explique la similarité des profils du FAPAR et du FCOVER entre eux d'un côté, et avec le LAI de l'autre côté.

IX.4.1.2. Classes « Blé » et « Orge »

Ces deux types de céréales sont généralement semés en mars. Les profils temporels des indicateurs dérivés du radar sont très similaires pour l'orge et le blé en début d'année. En effet ces deux types de céréales présentent des physionomies et phénologies très similaires. Généralement ces deux types de cultures peuvent être distingués durant l'été, car la fauche est plus précoce pour l'orge. Elle se produit fin juillet, début août. Aucune image satellitaire n'a été acquise à cette période. Cependant, nous pouvons noter que les valeurs de tous les indicateurs dérivés des images RSO sont plus importantes pour l'orge que pour le blé au mois de juin. Ceci doit être très certainement lié aux structures de ces deux céréales. En effet, l'orge est plus rapidement couvrante que le blé, il présente de longs épis recouverts de barbes. Cette céréale couvre ainsi la totalité du sol. Le blé quant à lui est moins couvrant et plus « droit ». Les mécanismes qui se produisent entre le signal et ces deux cultures doivent être différents avec une dominance des doubles rebonds pour le blé et une dominance de la diffusion volumique pour l'orge en juin. Les profils observés pour le σ° VV sont similaires à ceux décrits par Ferrazzoli (2002) (ERS, bande X) et confirment donc la pertinence de l'utilisation de la polarisation VV pour identifier les cultures de blé et d'orge.

Les profils des indicateurs optiques du blé et de l'orge ont la même évolution générale. Cependant, les valeurs de LAI, de FAPAR et de FCOVER sont plus fortes pour l'orge que pour le blé quelle que soit la date.

IX.4.1.3. Classe « Colza »

Le colza est généralement semé en octobre-novembre puis présente une croissance assez faible au cours de l'hiver. Il n'est pas très haut (20 cm environ), mais est déjà assez couvrant. Sa croissance s'accélère en avril où il atteint une hauteur d'environ 50 cm. En mai et juin, les parcelles de Colza présentent des plantes très hautes (160 cm) et très couvrantes. Ce degré de couverture végétale se retranscrit tout aussi bien dans les variables radar qu'optiques, toutes très élevées (par exemple les valeurs de l'entropie de Shannon sont comprises entre 0 et 2, et de LAI autour de 5) sur la quasi-totalité de la série temporelle. A partir de juin, la chute des signaux radar s'explique par la récolte du colza. Ces résultats confirment ceux de Ferrazzoli (2002) qui a montré cette variation d'intensité du signal rétrodiffusé en bande C. Cette chute du signal n'est pas observable sur les variables biophysique dérivées des images optiques. Ceci peut s'expliquer par la date d'acquisition de

la dernière image de la série temporelle optique, antérieure à celle de l'image radar (respectivement 6 juin 2013 et 17 juin 2013).

IX.4.1.4. Classe « Prairies »

La forte variabilité observée entre les échantillons est très certainement due à la diversité des pratiques culturelles sur la zone d'étude: prairie pâturée, prairie fauchée,... En effet, les variations du signal optique et radar sont principalement liées aux dates de fauche, pâture, etc... (Dusseux et al. 2012), qui elles-mêmes dépendent des pratiques agricoles. De plus, les prairies sont pour certaines implantées toute l'année, c'est pourquoi l'évolution temporelle des paramètres optiques n'est pas très prononcée. Dusseux et al. (2012) ont démontré la possibilité d'identifier les pratiques culturelles exercées sur les prairies à l'aide de séries temporelles d'images satellitaires. Si dans cette étude les différents types de pratiques appliquées sur les prairies n'ont pas été pris en compte, les résultats obtenus montrent qu'il serait probablement possible de les identifier avec la méthode de fusion proposée.

IX.4.2. Choix des combinaisons d'indicateurs, et classification finale

Les résultats ont montré que la fusion d'indicateurs radar et optique permet d'atteindre une très bonne détection des différents types de culture avec peu d'indicateurs (3 indicateurs sont suffisants).

La combinaison de paramètres dérivés des images RSO sur plusieurs dates a permis de discriminer des types de culture proches comme le blé et l'orge (respectivement 90 et 95% de bonne détection). Le blé et l'orge n'ont pas été confondus avec d'autres types de culture ou entre eux. Les indicateurs utilisés pour classer l'orge sont le coefficient de rétrodiffusion HH, le span et le simple rebond. Dans le cas du blé la meilleure combinaison d'indicateurs correspond aux coefficients de rétrodiffusion HH et VV et au double rebond. L'ensemble des indicateurs rendent compte de la structure des cultures (dressé pour le blé et couché pour l'orge), tandis que le span rend compte de l'intensité totale du signal renvoyé au capteur.

Le colza a été très bien détecté (100% de bonne détection). Un seul indicateur a été nécessaire à sa classification : le double rebond. Cet indicateur reflète ainsi la croissance de cette culture et permet de bien la discriminer des autres types notamment lors de sa récolte en fin de saison (Figure IX.7).

Le maïs a été légèrement moins bien détecté que les autres cultures (81% de bonne détection). Les indicateurs retenus sont les coefficients de rétrodiffusion HH et VV et le span. Le coefficient de rétrodiffusion HH est plus sensible aux sols nus en hiver, tandis que le coefficient de rétrodiffusion VV est plus sensible aux structures horizontales et donc permet de repérer le maïs en été. Les confusions entre les parcelles de maïs et les autres cultures doit principalement être liée à l'hétérogénéité des parcelles, ainsi qu'aux variations temporelles des signaux enregistrés (passage de sols nus en hiver à des sols couvrant en juin) pouvant être confondus avec du colza ou de l'orge, très haut et couvrant eux aussi.

Les prairies ont été relativement bien détectées (75 % de bonne détection), malgré la variété des types de prairies (pâturées, fauchées, prairies humides,...). Ce résultat confirme celui de Hill et al. (2005) qui a montré que la fusion d'images optiques et radar permet de caractériser les prairies. Le double et le simple rebond, ainsi que le coefficient de rétrodiffusion HH ont été retenus pour cette classe. Le double rebond pourrait ainsi aider à l'identification des prairies humides, comme les prairies des marais du bas Couesnon, tandis que le simple rebond pourrait permettre de reconnaître les prairies rases pâturées ou fauchée. En fonction des pratiques exercées sur les prairies, l'intensité du signal rétrodiffusé est différente (Hill et al. 2005). Par exemple le signal rétro-diffusé est plus important pour une prairie haute et hétérogène que pour une prairie rase tout juste fauchée. C'est sûrement la raison pour laquelle le coefficient de rétrodiffusion est apparu dans cette étude comme étant important pour la discrimination des cultures. La classe « prairie » a été confondue essentiellement avec le maïs (tableau IX.6). Cette confusion est probablement due aux pratiques agricoles réalisées sur les prairies, qui peuvent entraîner des profils similaires à ceux du maïs.

Le radar, et plus précisément les paramètres polarimétriques, se sont donc révélés particulièrement performants puisqu'ils sont présents dans toutes les combinaisons optimales d'indicateurs. Ainsi, des indicateurs « structuraux » permettent de bien différencier les différentes classes d'occupation du sol en milieu agricole. Ces résultats infirment ceux de McNairn et al. (2009). En effet, ces auteurs ont démontré que les données optiques (SPOT et LANDSAT) permettaient une meilleure détection des cultures que les données radar (ASAR(HH) et RADARSAT (VV, VH)). Cependant, ces résultats concordent avec ceux de Hill et al. (2005) qui ont montré l'apport de la fusion d'images radar et optiques dans la détermination des types de prairies.

Toutefois, les performances des données radar par rapport aux données optiques peuvent s'expliquer par la qualité des données de départ. En effet, la série temporelle de données radar présente une résolution spatiale de base plus fine (1.5 m) que les données optiques (20 m). De plus, compte tenu des fortes corrélations entre variables, il pourrait être pertinent de tester la méthode sur un jeu d'indicateurs plus réduit. En effet, certains paramètres semblent être redondants et ainsi diminuer le nombre de paramètres au départ diminuerait considérablement le nombre de combinaisons à évaluer et donc le temps de calcul.

Par ailleurs, le processus de fusion n'a été appliqué que pour évaluer l'appartenance ou la non-appartenance d'un pixel à une classe. Le cadre de discernement décrit par Dempster-Shafer dans ce cas est donc très simple (seulement deux hypothèses). Il aurait pu être intéressant de prendre en compte l'incertitude particulière existant entre plusieurs classes, notamment entre le blé et l'orge qui sont difficilement discriminables, dans un cadre de discernement comprenant toutes les classes et non pas les classes prises deux à deux. En outre, il serait intéressant de comparer cette approche à d'autres méthodes de classifications comme par exemple des SVM, de manière à évaluer la pertinence de la fusion de données pour cette application.

Enfin, il pourrait être intéressant d'étudier la pertinence des différentes dates pour la classification de chaque type de culture.

IX .5. Conclusion

L'objectif de cette étude était d'évaluer la fusion d'images radar et optique pour la détection des cultures à une résolution spatiale fine. Les résultats ont montré que (1) les profils temporels des paramètres radar permettent d'identifier la phénologie des cultures ; (2) la fusion de paramètres polarimétriques et d'intensité dérivé des images RSO permet une classification très précise des types de culture ($\kappa > 0.80$) ; (3) un nombre restreint (trois maximum) d'indicateurs fusionnés permet une bonne classification des types de culture ; (4) les types de culture sont détectés par des indicateurs différents ; (5) les indicateurs polarimétriques sont dans tous les cas nécessaires à une bonne classification de l'occupation du sol en milieu agricole.

La classification finale s'est avérée très précise. Une telle carte pourra donc servir de document de base pour le suivi et la gestion des cultures. La méthode appliquée dans cette étude pourrait également être intégrée dans des modèles d'estimation de rendements des cultures par exemple.

Les travaux relatifs à ce chapitre ont fait l'objet d'une valorisation scientifique :

Betbeder J., Corgne S., Pottier E., Corpetti T., **Hubert-Moy L.**, 2014. Multi-temporal optical and radar data fusion for crop monitoring: application to an intensive agricultural area in Brittany (France), *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2014 IEEE International*, Québec, 13-18 July 2014 (A paraître).

L'article suivant est en préparation :

Betbeder J., Laslier M., Corpetti T., Baudry J., Corgne S., Pottier E., Hubert-Moy L., 2014. Improving crop monitoring using multi-temporal optical and radar data fusion, *Remote Sensing of Environment* (soumission dec. 2014)

CHAPITRE X. EVALUATION DE L'IMPACT DE L'ENVIRONNEMENT PAYSAGER ET PARCELLAIRE SUR LA DISTRIBUTION DES ESPECES INFEODEES AUX CULTURES : APPORT DES IMAGES RSO

SOMMAIRE

X.1. Introduction	216
X.2. Matériel et méthode	218
X.2.1. Site d'étude	218
X.2.4. Inventaires biologiques	218
X.2.3. Variables explicatives	218
X.2.3.1. Données satellitaires et cartes d'occupation des sols	218
X.2.3.2. Extraction des métriques à l'échelle de la parcelle et à l'échelle du paysage	218
a) A partir des données radar	218
b) A partir des photographies aériennes	219
X.2.3.3. Présentation des variables environnementales	219
X.2.4. Modélisation statistique	220
X.2.4.1. A l'échelle de la parcelle	221
X.2.4.2. A l'échelle du paysage	222
X.2.4.3. Aux deux échelles : parcellaire et paysage	223
X.3 Résultats	225
X.3.1. Relevés espèces	225
X.3.2. Résultat de la modélisation de la dynamique intra-annuelle de la composition des communautés de carabes à partir de variables environnementales mesurées à une échelle parcellaire	226
X.3.3. Etude du déplacement intra-annuel des échantillons sur l'ensemble des axes canoniques (réalisé à partir des variables parcellaires) pour le modèle 2	228
X.3.4. Résultat de la modélisation de la dynamique intra-annuelle de la composition des communautés de carabes à partir de variables environnementales mesurées à une échelle paysagère	229
X.3.5. Etude du déplacement intra-annuel des échantillons sur l'ensemble des axes canoniques (réalisé à partir des variables paysagères) pour le modèle 4	231
X.3.6. Résultat de la modélisation de la dynamique intra-annuelle de la composition des communautés de carabes à partir de variables environnementales mesurées à une échelle parcellaire et à une échelle paysagère	233
X.4. Discussion	234
X.5. Conclusion	236

X.1. Introduction

Depuis quelques décennies, les paysages agricoles connaissent de profonds bouleversements liés en grande partie à l'action de l'homme sur les milieux et plus particulièrement à l'intensification de l'agriculture. Face au développement économique des territoires, aux changements d'occupation et d'usage des sols, les paysages agricoles évoluent et se simplifient. Dans certaines régions, il est ainsi possible d'assister à une réduction de la diversité des cultures et à un agrandissement des parcelles qui traduisent une intensification de l'usage des sols. Les milieux agricoles fournissent une multitude de services tels que l'approvisionnement en nourriture, en eau, la régulation de certains flux ou encore participent au maintien de la biodiversité (MAE Assessment 2005). Cependant, de nombreuses études ont montré que ces services dépendent de la qualité des milieux, qui dépend elle-même grandement du niveau d'intensification de l'usage des sols (Naidoo et al. 2008; Nelson et al. 2009). En effet, dans les zones d'agriculture intensive, on assiste à une diminution de la biodiversité, ce qui entraîne une diminution des services écosystémiques rendus comme par exemple le contrôle des ravageurs qui joue un rôle important sur les rendements produits chaque année.

De nombreuses études ont montré le rôle de l'hétérogénéité des paysages agricoles dans le maintien de la biodiversité (Turner and Bogucki 1987; Huston 1994; Fahrig et al. 2011). Il est aujourd'hui bien connu que la proportion d'éléments semi-naturels au sein de la mosaïque des cultures (comme par exemple la surface des éléments boisés) est corrélée positivement à la présence de nombreuses espèces (Benton et al. 2003; Burel et al. 2004; Billeter et al. 2008 ; Hendrickx et al. 2009). Une étude a, par exemple, démontré que la proportion d'éléments boisés (haies et boisements) et la proportion de cultures jouait un rôle dans la composition d'espèces de carabes (Al Hassan 2012). En effet, plus la proportion d'éléments boisés est importante au sein d'un paysage, plus la composition en espèces de carabes forestiers sera importante. Une autre étude a démontré que la proportion d'interfaces entre éléments boisés et cultures influence directement l'abondance des carabes des cultures dans les parcelles de maïs et de céréales d'hiver (Duflot 2013). En outre, nous pouvons noter que les éléments constitutifs de la mosaïque agricole jouent également un rôle dans le maintien de la biodiversité. En effet, celle-ci peut permettre à certaines espèces d'accomplir une partie du cycle de vie (Kromp 1999) ou encore elle peut assurer un rôle de corridor écologique en favorisant la dispersion de certaines espèces d'un habitat à un autre. Par exemple, de nombreuses espèces d'arthropodes ou de prédateurs des cultures hibernent dans les habitats semi-naturels et se reproduisent ou se nourrissent dans les cultures (Sotherton 1984; Kromp 1999; Pywell et al. 2005; Griffiths et al. 2007). On parle ainsi de phénomène de complémentation (c'est-à-dire lorsque les individus d'une espèce utilisent des éléments paysagers différents au cours de leur cycle de vie). D'autres études plus récentes, ont montré que la complémentation des ressources ne se fait pas seulement entre les cultures et les éléments semi-naturels, mais également entre différents types de cultures récoltées à différentes périodes de l'année (Vasseur et al. 2013). On parle ainsi de complémentation spatio-temporelle (Vasseur et al. 2013). Par exemple, les parcelles de céréales d'hiver

pourront permettre à certaines espèces de se nourrir jusqu'au printemps (c'est-à-dire jusqu'à la récolte) et les parcelles adjacentes de cultures semées au printemps pourront ensuite prendre le relai et fournir les ressources nécessaires à ces espèces. Une étude a notamment suggéré que certaines espèces d'arthropodes comme, par exemple, les carabes quittaient les cultures d'hiver après la récolte pour se réfugier au sein des parcelles adjacentes couvertes de cultures de printemps (Men et al. 2004; Burel et al. 2013). Nous pouvons ainsi supposer que la présence d'une haie dense ou d'une route en bordure de parcelle aura un rôle de barrière, empêchant la dispersion des espèces d'un type de culture à un autre.

Si la majorité des études visent à expliquer la distribution de l'abondance ou de la richesse spécifique des espèces à un instant donné, peu d'entre elles s'intéressent à la dynamique intra-annuelle de cette composition. Or, si la mosaïque agricole joue un rôle de corridor écologique en permettant le déplacement des espèces d'un habitat à un autre ou en autorisant le phénomène de complémentation spatio-temporel, elle doit influencer directement la dynamique intra-annuelle des espèces présentes.

Dans la majorité des études en écologie, les éléments paysagers sont étudiés de manière homogène, chaque objet étant représenté par une classe d'occupation du sol. Or, ces éléments ne sont ni statique ni homogènes. Ils présentent des caractéristiques structurelles internes et la plupart d'entre eux ne sont pas stables dans le temps, ils évoluent au cours des saisons. L'imagerie satellitaire permet, aujourd'hui, de dériver des informations sur la structure et la phénologie de la végétation au niveau d'un paysage, à une échelle fine. En effet, ces données permettent de dériver des indicateurs biophysiques qui traduisent la phénologie de la végétation, ou encore des indicateurs structuraux qui permettent d'identifier par exemple le degré d'ouverture de la canopée. Ces indicateurs ont un sens d'un point de vue écologique et pourraient ainsi permettre d'améliorer les modèles écologiques déjà existants.

Notre objectif est d'étudier l'intérêt des indicateurs dérivés de l'imagerie radar pour la compréhension de la dynamique intra-annuelle des peuplements de carabiques des cultures. Nous supposons ainsi que l'environnement proche de la parcelle et la structure du paysage influencent directement les évolutions intra-annuelles de la composition en espèces. Nos hypothèses sont ainsi les suivantes :

- Les données dérivées de l'imagerie radar permettent d'améliorer les modèles visant à expliquer la dynamique intra-annuelle de la composition des espèces de carabes des cultures dans un paysage à partir de simples données d'occupation du sol (dérivé de photo-interprétation d'images aériennes).
- Le degré d'ouverture de la canopée des haies, dérivé d'images radar contrôle l'influence des parcelles environnantes sur la dynamique des carabes (les trouées assurent ainsi les continuités écologiques entre parcelles).
- Lorsqu'on est en présence de structures adjacentes « hétérogènes et dynamiques », en d'autres termes lorsqu'il y a une interface directe avec une parcelle de culture, la dynamique des carabes est directement influencée par les cultures adjacentes.

- La dynamique intra-annuelle de la composition des espèces de carabes est contrôlée à deux échelles, celle de la parcelle et celle du paysage.

X.2. Matériel et méthode

X.2.1. Site d'étude

Le site d'étude correspond à une zone localisée dans le site de Pleine Fougères qui est inclus dans la Zone Atelier Armorique. Une description de ce site d'étude a été réalisée dans le chapitre IV. Section IV.2.3.

X.2.4. Inventaires biologiques

Dans le cadre de cette étude, les relevés biologiques réalisés en 2012 ont été utilisés. Une présentation de ces inventaires est disponible dans le chapitre IV, section IV.5.1.2. Les parcelles de maïs ont été échantillonnées en fonction de leurs caractéristiques locales, à savoir la présence de haies denses, peu denses, de routes ou encore leur adjacence à d'autres types de cultures (céréales, prairies).

X.2.3. Variables explicatives

X.2.3.1. Données satellitaires et cartes d'occupation des sols

Nous avons utilisé une série temporelle d'images radar pour étudier la dynamique intra-annuelle des cultures. Cette série radar comprend 6 images TerraSAR-X acquises en 2012 en polarisation double (HH et VV) et Haute Résolution Spotlight mode. Une description des caractéristiques de ces images est disponible dans le chapitre IV. Section IV.3.1. Chaque image radar a été prétraitée en suivant la démarche présentée dans le chapitre IV. Section VI.3.2.2 de façon à extraire trois paramètres polarimétriques : l'entropie de Shannon, le double rebond et le simple rebond.

En parallèle, de manière à évaluer l'apport de l'imagerie RSO, nous avons utilisé la cartographie de l'occupation des sols de 2012 réalisée par photo-interprétation d'images aériennes par le laboratoire LETG Rennes COSTEL, donnée couramment utilisée par les écologues.

X.2.3.2. Extraction des métriques à l'échelle de la parcelle et à l'échelle du paysage

a) A partir des données radar

Afin d'extraire le réseau de haies, une classification orientée objet a été appliquée aux trois indicateurs polarimétriques dérivés de l'image d'avril 2012 avec le logiciel E-Cognition (Definiens Imaging). Pour plus de détails sur la méthodologie employée, se référer à la publication Betbeder et al. (2014c) ou au chapitre 5. A partir du résultat de la classification, une cartographie du réseau de haies a pu être réalisée.

En outre, nous avons également réalisé une carte des « haies denses », c'est-à-dire présentant une canopée fermée et une carte des haies « moins denses ». Pour ce faire, nous avons seuillé un indicateur polarimétrique, l'entropie de Shannon (SE). En effet, cet indicateur reflète le degré d'ouverture de la canopée des haies, paramètre déterminant dans la distribution des carabes forestiers notamment (chapitre 6). Nous avons ainsi réalisé une carte des « haies denses » c'est-à-dire présentant des canopées fermées et pouvant ainsi jouer un rôle de barrière entre les parcelles agricoles ($SE > 1$, d'après Betbeder et al. 2014c) et une carte des haies « peu denses », présentant de nombreuses trouées ($SE < 1$), pouvant permettre le déplacement des individus d'une parcelle à l'autre. Le seuil de $SE = 1$ a été déterminé suite à une série de tests visant à identifier l'intervalle de valeurs de SE le plus adéquat pour expliquer la dynamique de la composition des communautés de carabes. En d'autres termes, nous avons testé différents seuils (0,5 ; 1 ; 1,5 ; 2) de SE reflétant des structures de canopée de plus en plus denses, de manière à trouver la meilleure segmentation à appliquer à l'image en fonction des données biologiques.

A partir de cette carte, nous avons mesuré la longueur des interfaces « maïs/haies denses » et « maïs/haies peu denses » à l'échelle parcellaire. A l'échelle du paysage, dans des buffers de 1 km autour des points de piégeages, nous avons mesuré la surface occupée par les « haies denses » et la surface occupée par les « haies peu denses ».

Nous avons également extrait la moyenne de l'entropie de Shannon pour chaque date au niveau des parcelles de maïs échantillonnées et pour chaque parcelle de céréale adjacente. En effet, cet indicateur est sensible à la phénologie de la végétation (Betbeder et al. 2014b).

c) A partir des photographies aériennes

Autour de chaque parcelle de maïs échantillonnée, nous avons extrait différents paramètres à l'échelle de la parcelle et à l'échelle du paysage. La surface occupée pour cinq types d'occupations du sol (surfaces boisées, maïs, céréales, bâti, surface de haies), ainsi que la longueur des interfaces « cultures/cultures » et « cultures/bois » ont été calculés à l'intérieur de buffers circulaires centrés sur les parcelles échantillonnées et ayant un diamètre de 1 km. A l'échelle de la parcelle, nous avons mesuré la longueur des interfaces « maïs/routes », « maïs/cultures », « maïs/prairies », « maïs/bois » et « maïs/haies ».

X.2.3.3. Présentation des variables environnementales

Les métriques dérivées de la cartographie de l'occupation du sol et de la série temporelle d'images radar sont présentées dans le tableau X.1.

Table X. 1. Métriques dérivées de la carte de l'occupation du sol (réalisée à partir de photo-interprétation) et de la série temporelle d'images radar à deux échelles (parcelle et paysage).

Variables dérivées de la carte d'OS		Variables dérivées des données RSO	
<i>Echelle parcellaire</i>	<i>Echelle paysagère (1 km)</i>	<i>Echelle parcellaire</i>	<i>Echelle paysagère (1 km)</i>
Longueur d'interface Maïs/Route	Longueur d'interfaces	Longueur d'interface Maïs/ haies denses	Surface des haies denses
Longueur d'interface Maïs/Culture	Culture/Culture	Longueur d'interface Maïs/ haies peu denses	Surface des haies peu denses
Longueur d'interface Maïs/prairies	Longueur d'interface Bois/Culture	Phénologie des cultures de Maïs	
Longueur d'interface Maïs/Bois	Surface Bois	Phénologie des cultures de céréales adjacentes	
Longueur d'interface Maïs/Haies	Surface Maïs		
	Surface bâti		
	Surface Haies		

Nous pouvons noter que certaines variables sont interchangeables. En effet, les données radar permettent d'obtenir la même information souvent de manière plus fine que les données dérivées de la carte de l'occupation du sol obtenue par photo-interprétation. Nous pouvons par exemple remplacer la longueur d'interface « maïs/haies » détectée par photo-interprétation avec la longueur d'interface « maïs/haie dense » ou « maïs/haie moins dense » détectées par imagerie RSO. De plus, la longueur d'interface « maïs/céréales » ou « maïs/maïs » peut être remplacée par la phénologie du maïs ou de la céréale.

En plus de ces variables, nous avons pris en compte la surface de la parcelle et une variable temps (intra-annuel). En effet, les dynamiques intra-annuelles de composition en espèces peuvent être liées à la phénologie des espèces (Duflot 2013). La prise en compte d'une variable temps permet ainsi de s'affranchir de cet effet, autorisant l'étude des variables environnementales mesurées à l'échelle de la parcelle et à l'échelle du paysage pour expliquer la dynamique intra-annuelle de la composition des espèces au sein des parcelles de maïs.

X.2.4. Modélisation statistique

De manière à étudier la dispersion de la matrice de composition spécifique des communautés de carabes dans le temps à partir des variables environnementales présentées précédemment, nous avons utilisé des Analyses Canonique des Correspondances (ACC). Ces dernières ont été réalisées grâce au logiciel CANOCO (Braak and Smilauer 1998). Ces analyses ont permis d'établir une hiérarchie des variables environnementales ayant un effet significatif sur la composition des communautés. L'ACC permet d'obtenir la variance expliquée par chaque variable et sa significativité (Test de Monte-Carlo, 999 permutations), indépendamment des autres variables considérées comme co-variables.

X.2.4.1. A l'échelle de la parcelle

De manière à étudier le pouvoir explicatif des variables environnementales (dérivées des photographies aériennes et des images radar) mesurées à l'échelle du paysage sur la dynamique intra-annuelle de la composition des espèces, nous avons créé deux modèles. Le premier prend en compte uniquement les variables dérivées de la carte de l'occupation du sol. Le second modèle prend en compte à la fois les variables environnementales dérivées des photographies aériennes et les variables radar. Dans le second modèle, nous avons échangé les variables longueur d'interface « maïs/haies » et « maïs/culture » dérivées de la carte d'occupation des sols par la longueur d'interface « maïs/haies denses », « maïs/haies peu denses », la phénologie du maïs et la phénologie des céréales adjacentes aux parcelles de maïs dérivées des images radar. Les variables prises en compte dans chacun de ces deux modèles sont listées dans le tableau X.2.

Une fois ces modèles créés, nous avons étudié la variance expliquée dans un premier temps par les variables « temps » et « surface de la parcelle », dans un second temps par les métriques dérivées de la carte de l'occupation du sol et enfin dans un troisième temps par les métriques dérivées des images radar, en utilisant un partitionnement de la variance de l'ACC globale (Le Coeur 1996).

A partir du meilleur modèle retenu (1 ou 2), nous avons mesuré la distance euclidienne parcourue par chaque point d'échantillonnage, sur chacun des quatre premiers axes, entre deux dates successives. La distance parcourue entre deux dates se calcule comme suit :

$$distance = \sqrt{(x_2 - x_1) * (x_2 - x_1)} \quad (X.1)$$

La somme des distances parcourues pour l'ensemble des axes a été calculée pour chaque parcelle échantillonnée, pour chaque date. A partir de cette donnée, nous avons réalisé une classification ascendante hiérarchique (CAH) (Cornillon and Matzner-Lober 2011) de manière à identifier des groupes de parcelles homogènes. L'objectif était de regrouper les parcelles présentant une évolution temporelle de leur composition similaire au sein du plan canonique.

Table X. 2. Présentation des deux modèles élaborés à une échelle parcellaire.

Modèles	Variables explicatives
Modèle 1 : Ne prenant en compte que les variables dérivées de la cartographie d'occupation des sols	Longueur d'interface Maïs/Route Longueur d'interface Maïs/Culture Longueur d'interface Maïs/prairies Longueur d'interface Maïs/Bois Longueur d'interface Maïs/Haies
Modèle 2 : Prenant en compte à la fois les variables dérivées de la cartographie de l'occupation des sols et des images radar	Longueur d'interface Maïs/Route Longueur d'interface Maïs/prairies Longueur d'interface Maïs/Bois Longueur d'interface Maïs/Haies denses Longueur d'interface Maïs/Haies peu denses Phénologie du maïs Phénologie des céréales adjacentes

Une fois ces groupes identifiés, nous avons calculé le coefficient de variation des déplacements pour l'ensemble des dates de la période échantillonnée (6 dates) pour chaque groupe obtenu. Le coefficient de variation correspond à :

$$CV = \frac{\text{écart - type}(\text{distance totale})}{\text{moyenne}(\text{distance totale})} \quad (\text{X.1})$$

X.2.4.2. A l'échelle du paysage

De manière à étudier le pouvoir explicatif des variables environnementales mesurées à l'échelle paysagère sur la dynamique de composition des espèces deux nouveaux modèles ont été créés. Le premier modèle prend en compte uniquement les variables dérivées de la carte de l'occupation du sol. Le second modèle prend en compte à la fois les variables environnementales dérivées des photographies aériennes et les variables radar. Dans le cadre de ce second modèle, nous avons échangé la variable « surface de haies » dérivée de la carte d'occupation des sols par la surface des « haies denses », et des « haies peu denses » dérivées de l'image radar. Les variables prises en compte dans chacun de ces deux modèles sont listées dans le tableau X.3.

Table X. 3. Présentation des deux modèles élaborés à une échelle paysagère.

Modèles	Variables explicatives
Modèle 3 : Ne prenant en compte que les variables dérivées de la cartographie d'occupation des sols	Longueur d'interfaces Culture/Culture Longueur d'interface Bois/Culture Surface Bois Surface Maïs Surface Prairies Surface bâti Surface Haies
Modèle 4 : Prenant en compte à la fois les variables dérivées de la cartographie de l'occupation des sols et des images radar	Longueur d'interfaces Culture/Culture Longueur d'interface Bois/Culture Surface Bois Surface Maïs Surface Prairies Surface bâti Surface haies denses Surface haies peu denses

Une fois ces modèles créés, nous avons étudié la variance expliquée par les variables « temps » et « surface de la parcelle », par les métriques dérivées de la carte de l'occupation du sol et par les métriques dérivées des images radar, en utilisant un partitionnement de la variance de l'ACC.

Nous avons ensuite identifié le meilleur modèle (expliquant le plus grand pourcentage de variance). Une fois ce dernier sélectionné, nous avons mesuré la somme des distances parcourues pour l'ensemble des axes pour chaque parcelle échantillonnée, entre deux dates successives. A partir de cette donnée, nous avons réalisé une classification ascendante hiérarchique (CAH) de manière à identifier les groupes de parcelles homogènes. L'objectif était ainsi de regrouper les parcelles présentant une évolution temporelle de leur composition similaire au sein du plan canonique contraint par les variables paysagères. Une fois les groupes identifiés, nous avons calculé le coefficient de variation de ces déplacements pour l'ensemble des dates de la période échantillonnée (6 dates) pour chaque groupe obtenu.

X.2.4.3. Aux deux échelles : parcellaire et paysage

Dans le cadre de cette partie nous avons inclus l'ensemble des variables paysagères et parcellaires dans les modèles de manière à étudier leurs potentielles interactions. De la même manière que dans les deux parties précédentes nous avons créés deux modèles. Le premier modèle utilisait uniquement les métriques dérivées des photographies aériennes. Dans le cadre du second modèle, nous avons échangé les variables «longueur d'interface « maïs/haies », « maïs/culture » à l'échelle parcellaire et « surface des haies » à l'échelle du paysage dérivées de la carte d'occupation des sols, par la longueur d'interface « maïs/haies denses », « maïs/haies peu denses », « phénologie du maïs », « phénologie des céréales adjacentes » (échelle parcellaire), et surface de « haies denses » et de « haies peu denses » (échelle

paysagère). Les variables prises en compte dans ces modèles sont présentées dans le tableau X.4.

Table X. 4. Présentation des modèles prenant en compte à la fois les métriques mesurées à une échelle parcellaire et à une échelle paysagère.

Modèles	Variables explicatives
Modèle 5 : Ne prenant en compte que les variables dérivées de la cartographie d'occupation des sols	Longueur d'interface Maïs/Route Longueur d'interface Maïs/Culture Longueur d'interface Maïs/prairies Longueur d'interface Maïs/Bois Longueur d'interface Maïs/Haies Longueur d'interfaces Culture/Culture Longueur d'interface Bois/Culture Surface Bois Surface Maïs Surface Prairies Surface bâtie Surface Haies
Modèle 6 : Prenant en compte à la fois les variables dérivées de la cartographie de l'occupation des sols et des images radar	Longueur d'interface Maïs/Route Longueur d'interface Maïs/prairies Longueur d'interface Maïs/Bois Longueur d'interface Maïs/Haies denses Longueur d'interface Maïs/Haies peu denses Phénologie du maïs Phénologie des céréales adjacentes Longueur d'interfaces Culture/Culture Longueur d'interface Bois/Culture Surface Bois Surface Maïs Surface Prairies Surface bâtie Surface haies denses Surface haies peu denses

De la même manière que pour les modèles 1, 2, 3 et 4 nous avons partitionné la variance de l'ACC de manière à étudier l'apport des variables dérivées de l'image RSO dans ce modèle écologique.

X.3 Résultats

X.3.1. Relevés espèces

Un total de 13 700 individus ont été capturés, appartenant à 45 espèces de carabes. L'abondance de ces espèces est présentée dans la figure X.1.

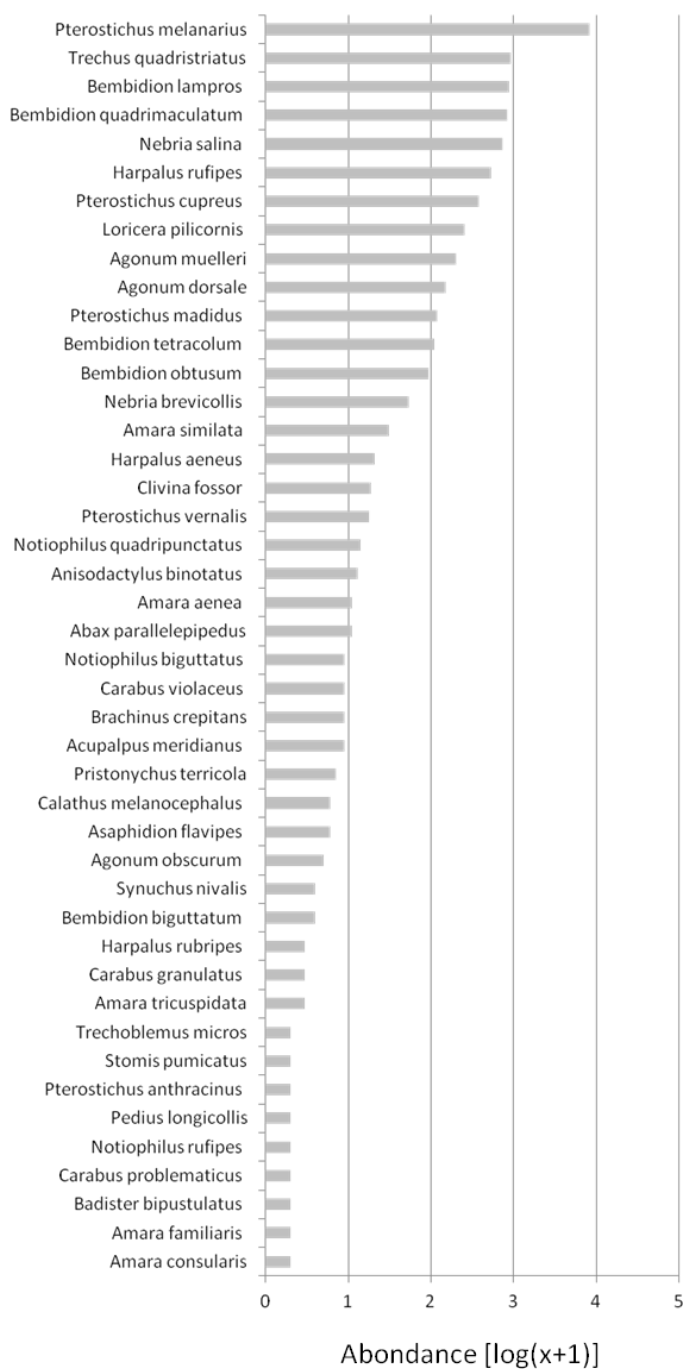


Figure X. 1. Diagramme rang-abondance des espèces de carabes dans les parcelles de maïs

X.3.2. Résultat de la modélisation de la dynamique intra-annuelle de la composition des communautés de carabes à partir de variables environnementales mesurées à une échelle parcellaire

Le test de permutation de Monte-Carlo indique que la relation entre la dynamique de la composition des carabes et les variables mesurées à l'échelle de la parcelle est significatif pour l'ensemble des axes canoniques, et ce quelque soit le modèle ($P = 0.01$ pour le modèle 1 et $P = 0.02$ pour le modèle 2). L'ensemble des variables dérivées des photographies aériennes explique 20% de la variance du tableau espèces et l'ensemble des variables dérivées des photographies aériennes et des images radar explique 28 % de la variance du tableau espèces.

L'analyse de partitionnement de variance montre ainsi que 11% de la variance ne peuvent être expliqués que par les variables « surfaces de la parcelle » et « temps », 7% de la variance ne peuvent être expliqués que par les variables dérivées de la photographie aérienne et 15% de la variance ne peuvent être expliqués que par l'ensemble des variables dérivées des photographies aériennes et des images radar (Figure X.2).

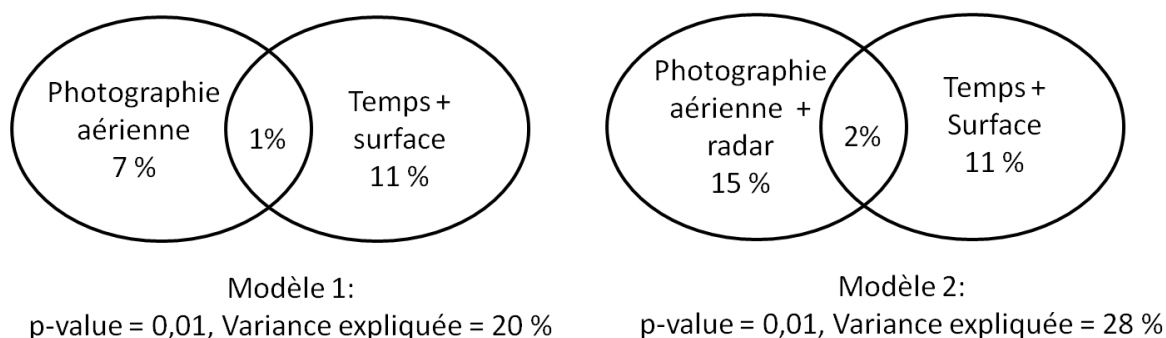


Figure X. 2. Résultat du partitionnement de la variance réalisé sur les modèles 1 et 2.

Si l'on s'intéresse plus particulièrement au modèle associant les variables radar et les variables dérivées des photographies aériennes, l'analyse des espèces contribuant au plan canonique montre deux groupes d'espèces qui se distinguent (Fig X.3) : les espèces plutôt forestières vivant dans des milieux ombragés et les espèces vivant dans des milieux ouverts, capables de voler.

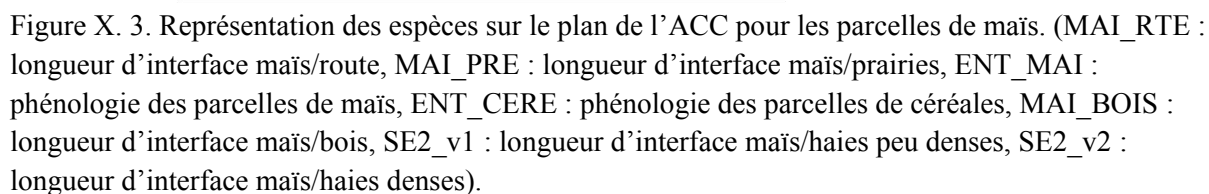


Table X. 5. Résultats principaux de l'ACC: significativité et part d'explication des variables, et corrélation des variables avec les 2 premiers axes.

227

X.3.3. Etude du déplacement intra-annuel des échantillons sur l'ensemble des axes canoniques (réalisé à partir des variables parcellaires) pour le modèle 2

La classification ascendante hiérarchique a été réalisée pour le modèle 2, qui présente la plus forte variance expliquée. Celle-ci a permis d'identifier 5 groupes. Ces derniers ainsi que l'évolution de leurs déplacements dans le plan canonique sont présentés dans la figure X.4.

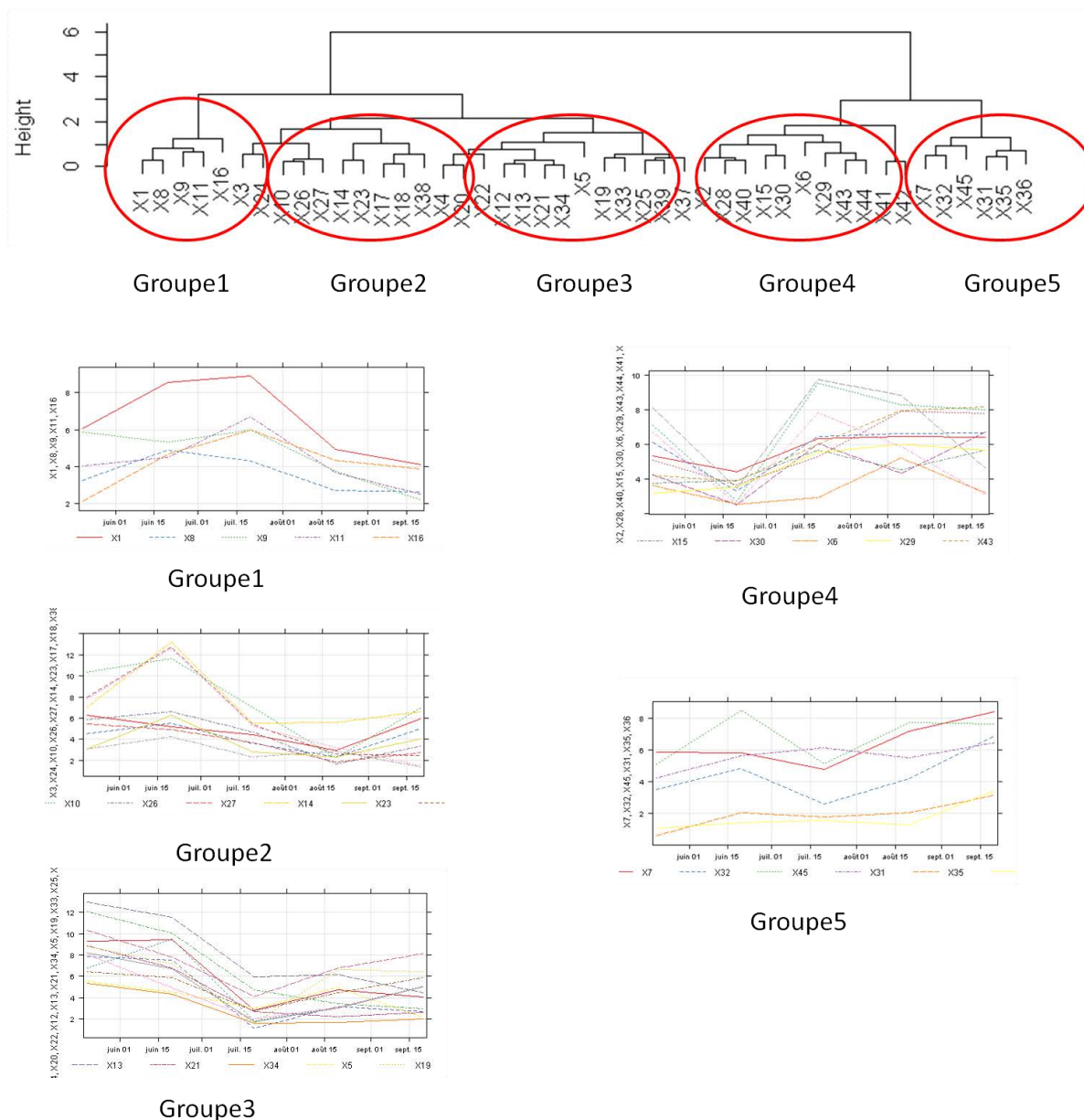


Figure X. 4. Résultat de la CAH réalisée sur le modèle 2 et illustration des dynamiques intra-annuelles de la composition des communautés des espèces de carabes dans le plan canonique contraint par les variables environnementales mesurées à une échelle parcellaire.

De manière à analyser les profils temporels des déplacements des parcelles échantillonnées sur l'ensemble des 4 axes, nous avons mesuré la moyenne de chaque variable environnementale pour chacun des groupes. Les groupes 1, 2 et 3 présentent des déplacements

sur l'ensemble des axes liés à la présence de haies et de routes. Les profils présentent un seul pic en début d'année, les autres groupes étant plus variables. La figure X.5 présente les corrélations établies entre le coefficient de variation moyen (ou l'écart-type des déplacements sur l'ensemble des axes) par groupe et la moyenne des métriques parcellaires mesurée par groupe. Nous pouvons constater que le coefficient moyen de variation est corrélé à la longueur des interfaces « maïs/culture » et à la longueur des interfaces « maïs/routes ». L'écart-type des distances totales parcourues par les groupes est quant à lui corrélé à la longueur d'interface « maïs/haies denses » et « maïs/haies peu denses ». Les autres variables ne présentent aucune corrélation.

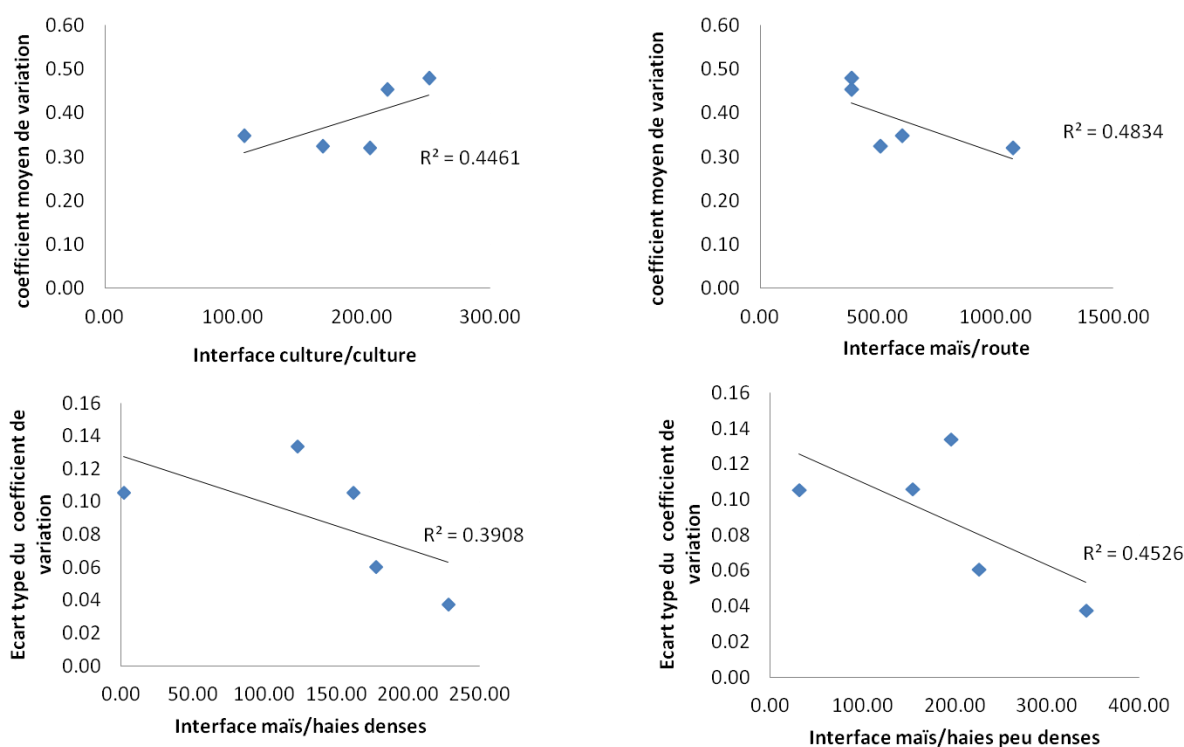


Figure X. 5. Relations significatives entre le coefficient moyen de variation pour chaque groupe (5 groupes au total) et les métriques mesurées à l'échelle de la parcelle et moyennées pour chaque groupe.

X.3.4. Résultat de la modélisation de la dynamique intra-annuelle de la composition des communautés de carabes à partir de variables environnementales mesurées à une échelle paysagère

Le test de permutation de Monte-Carlo indique que la relation entre la dynamique intra-annuelle de la composition en espèces de carabes et les variables paysagères est significatif pour l'ensemble des axes canoniques quelque soit le modèle utilisé ($P = 0.02$ dans les deux cas). L'ensemble des variables dérivées des photographies aériennes explique 32% de la variance du tableau espèces et l'ensemble des variables dérivées des photographies aériennes et des images radar explique 39 % de la variance du tableau espèces.

L'analyse de partitionnement de la variance de l'ACC montre que 11% de la variance ne peuvent être expliqués que par les variables « surfaces de la parcelle » et « temps », 20% de la variance ne peuvent être expliqués que par les variables dérivées de la photographie aérienne et 26% de la variance ne peuvent être expliqués que par l'ensemble des variables dérivées des photographies aériennes et des images radar (Figure X.6).

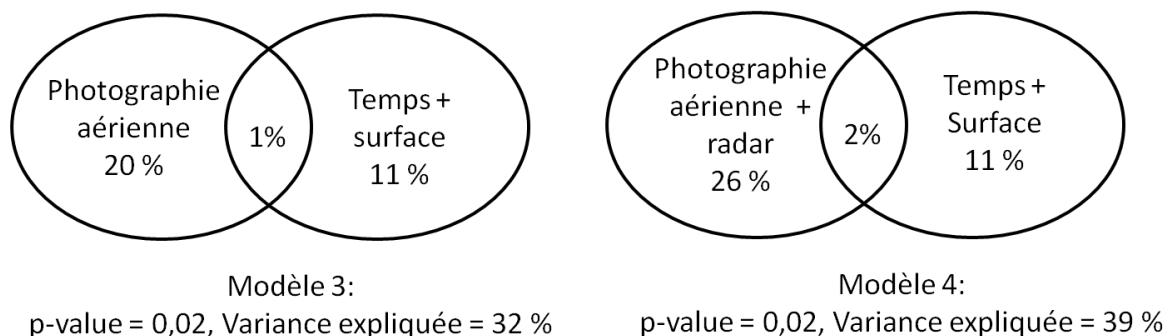


Figure X. 6. Résultat du partitionnement de la variance réalisé sur les modèles 3 et 4.

Si l'on s'intéresse plus particulièrement au modèle associant les variables radar et les variables dérivées des photographies aériennes (modèle 4), l'analyse des espèces contribuant au plan canonique montre que deux groupes d'espèces se distinguent (Figure X.7).

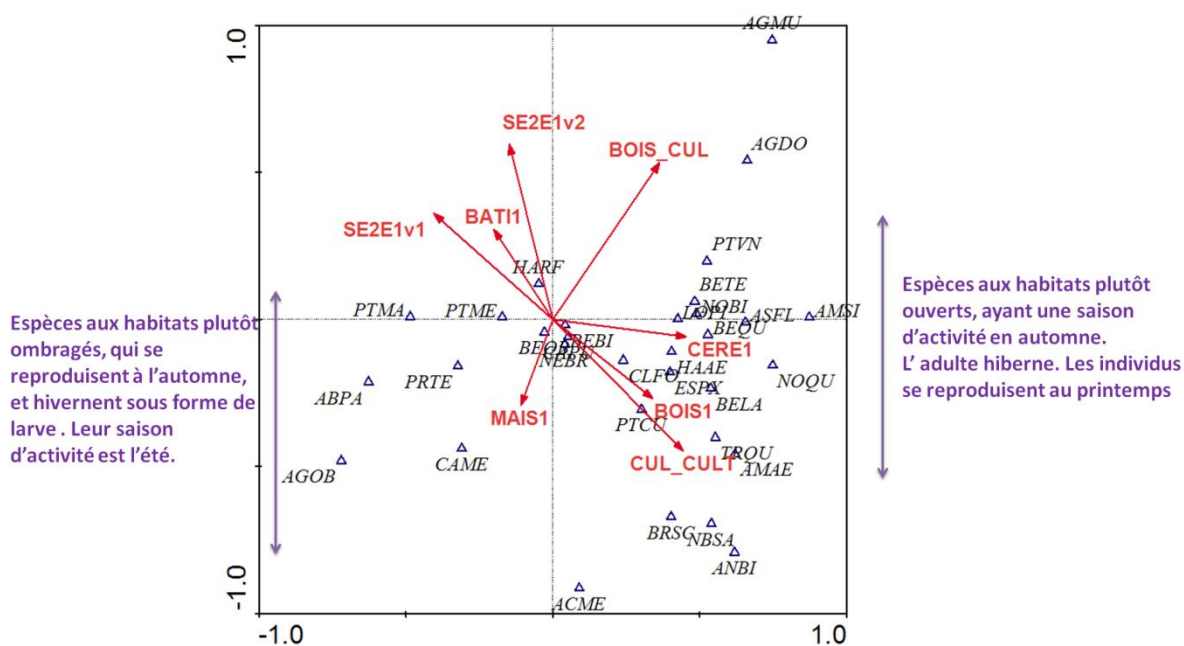


Figure X. 7. Représentation des espèces sur le plan de l'ACC pour les parcelles de maïs. (SE2E1v1 : surfaces de haies peu denses, SE2E1v2 : surfaces de haies peu denses, BATI1 : surface de bâti, CERE1 : surface de céréales, BOIS1 : surface de bois, CULT_CULT : longueur d'interface « culture/culture », MAIS1 : surface de maïs, BOIS_CULT : longueur d'interface « bois/céréales »).

Le tableau ci-après présente la part d'explication des variables dans le modèle et la corrélation des variables avec les deux premiers axes. Les variables radar permettent ainsi d'expliquer 28.5% de la variance totale et les variables dérivées des photographies aériennes 43 % de la variance totale.

Figure X. 8. Résultats principaux de l'ACC: significativité et part d'explication des variables, et corrélation des variables avec les 2 premiers axes.

Modèle 4	Axe1	Axe2
Longueur d'interfaces Culture/Culture – 8.5%	0.26	-0.20
Longueur d'interface Bois/Culture – 11%	0.21	0.25
Surface Bois – 12%	0.20	-0.12
Surface Maïs – 7%	-0.06	-0.14
Surface bâti – 5%	-0.1	0.14
Surface haies denses – 17%	-0.09	0.30
Surface haies peu denses – 11.5%	-0.27	0.19

X.3.5. Etude du déplacement intra-annuel des échantillons sur l'ensemble des axes canoniques (réalisé à partir des variables paysagères) pour le modèle 4

La classification ascendante hiérarchique a été réalisée sur le modèle 4, qui présente la plus forte variance expliquée du tableau espèces. Celle-ci a permis d'identifier 5 groupes. Ces derniers ainsi que l'évolution de leurs déplacements dans le plan canonique sont présentés dans la figure X.9.

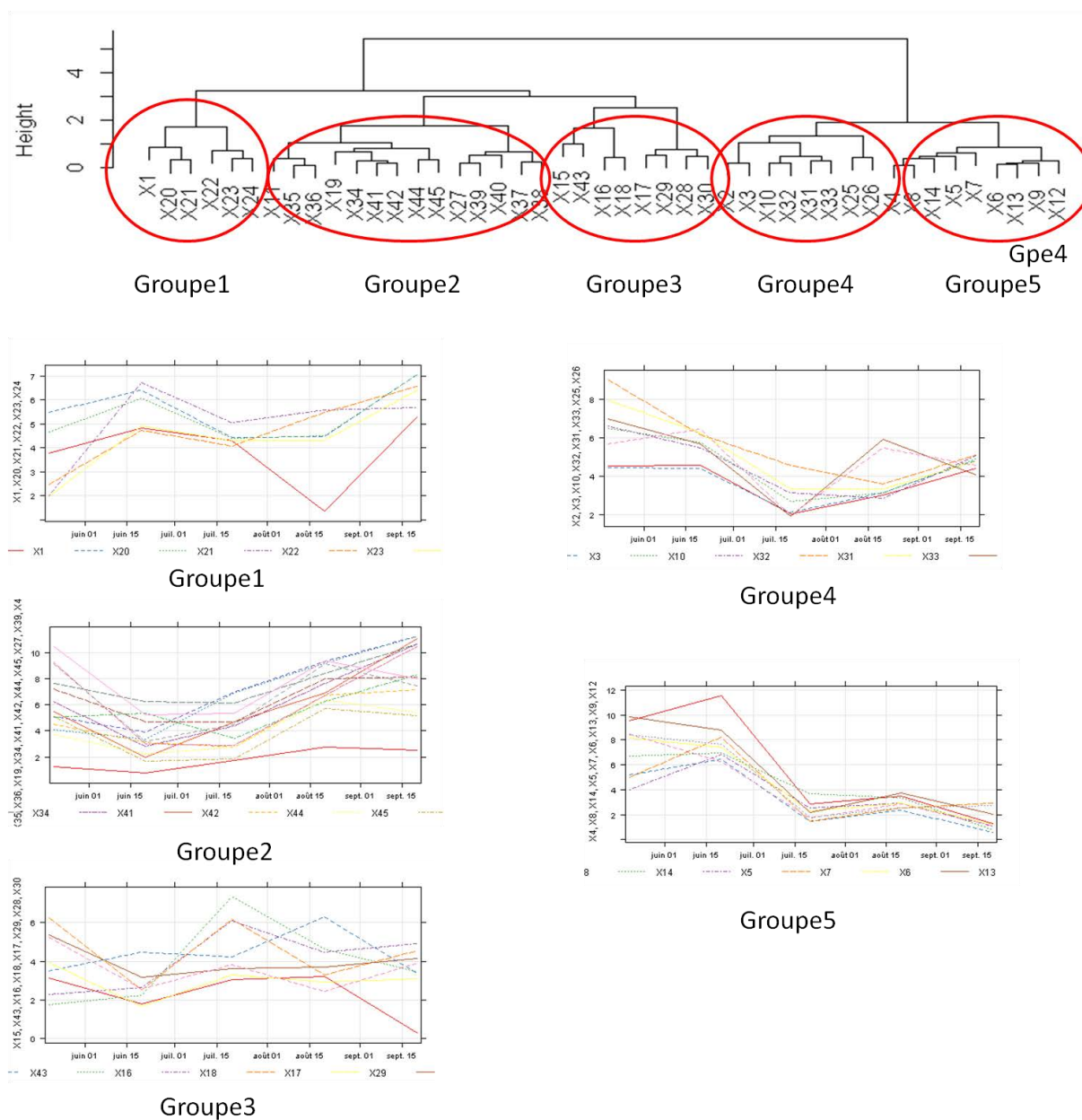


Figure X. 9. Résultat de la CAH réalisée sur le modèle 4 et illustration des dynamiques intra-annuelles de la composition des communautés des espèces de carabes dans le plan canonique contraint par les variables environnementales mesurées à l'échelle du paysage.

L'analyse des coefficients moyens de variation des groupes avec la moyenne des variables paysagère (Figure X.10) permet de montrer que 1) les coefficients de variation sont plus importants lorsque la proportion d'interfaces « culture/culture » augmente et 2) sont plus faibles lorsque la proportion de « haies denses » augmente à l'échelle du paysage. Aucune relation n'a pu être établie avec l'écart type de la distance des groupes.

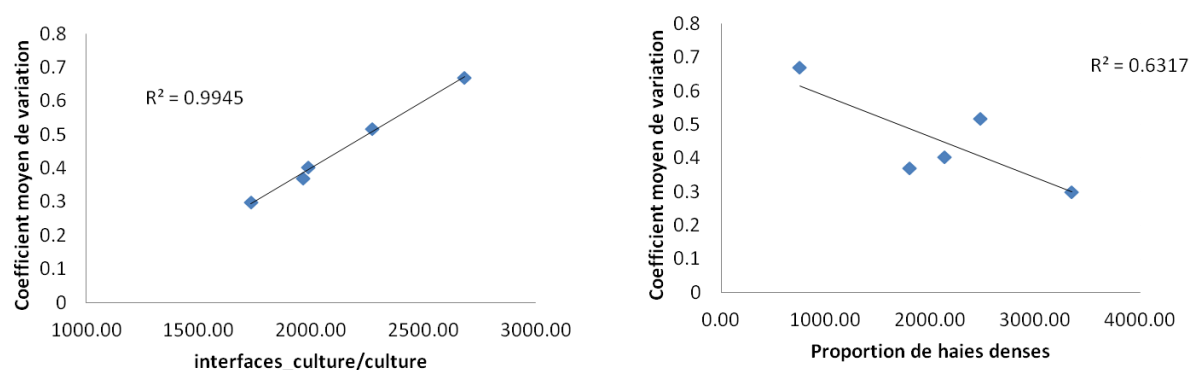


Figure X. 10. Relations significatives entre le coefficient moyen de variation pour chaque groupe (5 groupes au total) et les métriques mesurées à l'échelle de la parcelle et moyennées pour chaque groupe.

X.3.6. Résultat de la modélisation de la dynamique intra-annuelle de la composition des communautés de carabes à partir de variables environnementales mesurées à une échelle parcellaire et à une échelle paysagère

Le test de permutation de Monte-Carlo indique que la relation entre la dynamique intra-annuelle de la composition en espèces de carabes et les variables paysagères et parcellaires est significatif pour l'ensemble des axes canoniques quelque soit le modèle ($P = 0.02$ pour le modèle 5 et $P = 0.01$ pour le modèle 6). L'ensemble des variables dérivées des photographies aériennes explique 26% de la variance du tableau espèce et l'ensemble des variables dérivées des photographies aériennes et des images radar explique 49 % de la variance du tableau espèces.

L'analyse de partitionnement de la variance des ACC montre ainsi que 11% de la variance ne peuvent être expliqués que par les variables « surfaces de la parcelle » et « temps », 26% de la variance ne peuvent être expliqués que par les variables dérivées des photographies aériennes et 33% de la variance ne peuvent être expliqués que par l'ensemble des variables dérivées des photographies aériennes et des images radar (Figure X.11).

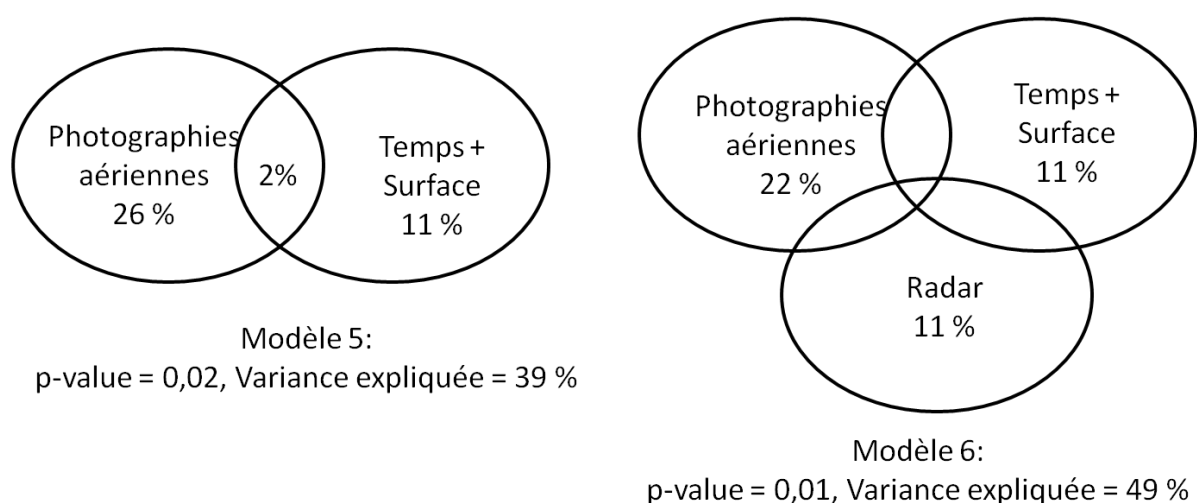


Figure X. 11. Résultat du partitionnement de la variance réalisé sur les modèles 5 et 6.

X.4. Discussion

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude montrent que les données dérivées des images radar fournissent des informations intéressantes sur la caractérisation des éléments paysagers. Ces informations montrent ici leur utilité pour la modélisation des données biologiques et plus particulièrement de la dynamique intra-annuelle des compositions en espèces de carabes dans les parcelles de maïs. Le principal avantage de ce type de données est de fournir des informations permettant de caractériser les éléments paysagers à échelle fine sur de larges étendues. Ainsi, l'avantage des données radar comparativement aux relevés terrain ou aux photographies aériennes augmente avec l'étendue de la zone d'étude. Si les inventaires biologiques sont indispensables pour fournir des bases solides quant à la modélisation des compositions en espèces, la télédétection peut permettre de transférer ces informations sur de larges surfaces à une échelle fine. Nous observons pour l'ensemble des modèles réalisés au cours de cette étude, une augmentation de la variance expliquée lors du remplacement des variables dérivées des photographies aériennes par les variables dérivées des images RSO (échelle parcellaire + 8 %, échelle paysagère : + 7% et aux deux échelles : + 10%). De plus, nous pouvons noter que la corrélation des données radar avec les axes factoriels est importante, ces données structurant le plan de l'ACC aux deux échelles considérées.

La caractérisation de l'environnement à l'échelle de la parcelle montre que le premier axe met surtout en avant un gradient « interface maïs/culture »-« interfaces maïs/haies denses ». Le second axe est principalement conditionné par un gradient « maïs/route »-« maïs/haies ». La caractérisation de l'environnement à l'échelle paysagère montre que les deux axes du plan canonique mettent surtout en avant un gradient « interface culture/culture »-« surface de haies denses ». La longueur d'interface « bois/culture » varie indépendamment de ce gradient avec de fortes valeurs sur les deux premiers axes. Ainsi, nous pouvons déduire de cette analyse que la dynamique intra-annuelle de la composition des communautés de carabes varie principalement en fonction de la proportion d'interface « culture/cultures » et « culture/haies denses » mesurée à deux échelles, celle de la parcelle et celle du paysage. Ainsi, l'adjacence d'une parcelle avec un autre type de culture doit permettre l'échange d'individus entre les deux zones, ou doit faciliter la dispersion des espèces dans le paysage. *A contrario*, la présence d'une haie dense doit plutôt jouer un rôle de barrière.

Nous pouvons également noter qu'à l'échelle de la parcelle, les haies peu denses participent peu à la construction des deux premiers axes et de ce fait ne s'opposent pas vraiment à la présence d'une interface directe avec une céréale ou une prairie. Ceci permet d'appuyer les précédents travaux montrant l'intérêt de la prise en compte de la qualité des haies pour expliquer la distribution de la biodiversité. Nous pouvons ainsi supposer que les haies denses présentant une canopée fermée et une strate arbustive jouent un rôle de barrière bloquant les échanges entre les parcelles et que les haies moins denses, qui présentent des trouées et des canopées plus ouvertes, peuvent permettre d'échanger des individus entre des

parcelles adjacentes, favorisant ainsi les évolutions des compositions intra-annuelles en espèces de carabes.

Les résultats dérivés de l'analyse de la distance euclidienne parcourue par la composition en espèces dans le plan canonique, aux deux échelles, permettent de confirmer les résultats précédents. En effet, à l'échelle parcellaire nous pouvons observer une corrélation entre le coefficient de variation moyen mesuré pour chaque groupe dérivé de la CAH et la longueur moyenne d'interfaces « maïs/céréales » et d'interfaces « maïs/routes ». Le coefficient de variation augmente ainsi avec la longueur d'interfaces « maïs/céréales » et diminue avec la longueur d'interface « maïs/route ». A cette échelle, la longueur d'interfaces « maïs/haies denses » présente une corrélation avec l'écart-type des distances euclidiennes du groupe dans le plan canonique. Cette variable tend ainsi à diminuer l'écart-type. Nous pouvons en déduire que la présence d'interfaces « maïs/céréale » permet d'augmenter le coefficient de variation et donc augmente les dynamiques intra-annuelles de la composition en espèces de carabes dans les parcelles de maïs. A l'inverse, la présence de routes joue un rôle de barrière, diminuant la dynamique intra-annuelle des compositions. Nous pouvons supposer que ces métriques permettent d'expliquer la forme des profils de déplacement des groupes au sein du plan canonique, et donc des variations de la composition. De plus, si la présence de haies ne joue pas directement sur le coefficient de variation, elle influence l'écart-type des distances parcourues par le groupe au sein du plan canonique. Nous pouvons supposer qu'elles tendent à « lisser » les profils des groupes diminuant la variance intra-groupe et donc stabilisant les profils.

A l'échelle paysagère, le coefficient de variation des groupes est corrélé à la proportion d'interfaces « cultures/cultures » et « surfaces de haies denses ». Nous pouvons observer que le coefficient de variation diminue avec la surface de haies denses et augmente avec la longueur d'interfaces « cultures/cultures ». Ce résultat confirme notre hypothèse du contrôle de la dynamique intra-annuelle de la composition des espèces de carabes par les interfaces à l'échelle paysagère et à l'échelle parcellaire.

La composition des peuplements fait ressortir une opposition entre des espèces aux habitats plutôt ombragés et des espèces vivant plutôt en milieu ouvert. Ce premier groupe d'espèces présente des individus qui se reproduisent à l'automne, hivernent sous forme de larve et dont la saison d'activité correspond à l'été. Le second groupe d'espèces, qui vit plus particulièrement dans des habitats ouverts, est constitué d'individus dont la saison d'activité est principalement l'automne et qui sont capables de voler. Les individus hibernent dans ce cas sous la forme d'adultes et se reproduisent au printemps. Nos résultats sont concordants avec d'autres études soulignant l'importance du pouvoir de dispersion des espèces (Boer 1970; Gutiérrez and Menéndez 1997). Ces études ont en effet montré que les paysages composés d'une proportion importante de forêts ou de prairies sont caractérisés par des espèces à faible pouvoir de dispersion. Holland and Fahrig (2000) ont montré que les limites de bois dans le paysage jouent un rôle principal dans le maintien de la diversité des insectes dans des agro-systèmes.

Duflot (2013) a étudié l'effet des interfaces paysagères sur la richesse spécifiques des peuplements de carabes des cultures dans des parcelles de maïs ou de blé. Celui-ci n'a pas trouvé d'effet positif des interfaces « maïs/céréales », mais un effet positif des interfaces « bois/cultures » sur la richesse spécifique des carabes. Rand et al. (2006) ont quant à eux démontré l'augmentation de l'activité densité des peuplements de carabes dans les maïs lors de la récolte des céréales. Ce résultat a été interprété comme le « spillover resulting from temporal shifting resources ». Nos résultats concordent avec les travaux de Rand, démontrant les possibles échanges d'individus entre les parcelles de cultures adjacentes et donc favorisant la dynamique intra-annuelle de la composition en espèces. De plus, dans une autre étude sur le même site atelier, Al Hassan (2012) a étudié l'impact des variables paysagères (cultures, haies, bois, prairie) sur la composition en espèces de carabes. Cette étude a permis d'expliquer 40 % de la variation du tableau espèces et a montré une opposition claire des compositions entre les paysages constitués de cultures et ceux constitués de bois. Il n'a en revanche pas trouvé de relation significative avec les haies bocagères. Cette étude permet ainsi de démontrer l'importance de la structure des haies comme facteur explicatif de la dynamique intra-annuelle de la composition des communautés de carabes dans les parcelles agricoles.

En perspective, il serait intéressant d'étudier d'autres variables dérivées d'imagerie spatiale pour caractériser notamment l'hétérogénéité des paysages agricoles et son impact sur la dynamique intra-annuelle des compositions de peuplements carabiques forestiers. De plus des études plus récentes (Puech et al. in press) ont démontré le rôle des pratiques agricoles sur les communautés de carabes. Il serait également intéressant d'étudier ce type de métriques par télédétection spatiale. A titre d'exemple Aubert et al. (2011) ont montré qu'il était possible de caractériser les types de labours à partir d'imagerie RSO.

X.5. Conclusion

Nos résultats confirment l'hypothèse de l'impact des variables paysagères et parcellaires sur la dynamique intra-annuelle de la composition en espèces des carabes des cultures. De plus, les données de télédétection radar nous ont permis de mettre en évidence le rôle de la qualité des haies et de la phénologie des cultures sur la composition des communautés de carabes. Cette étude montre ainsi l'intérêt des données de télédétection spatiale pour des applications en écologie.

L'article suivant est en préparation :

Betbeder J., Hubert-Moy L., Burel, F., Corgne S., Baudry, J. 2014. Assessing ecological interactions within the crop mosaic using optical and SAR imagery, Agriculture, Ecosystems & Environment (soumission fev. 2015)

SYNTHESE DE LA DE LA QUATRIEME PARTIE

Dans cette quatrième partie, nous avons étudié les éléments potentiellement constitutifs des continuités agricoles et plus particulièrement les cultures. L'objectif de cette partie était double : 1- Evaluer la fusion de données optiques et radar pour la cartographie des cultures à une échelle fine; 2- Evaluer les indicateurs dérivés des données RSO pour la modélisation de la distribution de la composition des peuplements de carabiques des cultures au sein d'un paysage agricole.

Pour atteindre le premier objectif, nous avons exploré la fusion de données entre une série temporelle d'images radar et une série temporelle d'images optiques pour cartographier différents types de cultures. Les résultats ont montré que 1) les profils temporels des paramètres radar permettent de bien identifier la phénologie des cultures ; 2) la fusion de paramètres polarimétriques et d'intensité dérivé des images RSO permet une très bonne classification des types de culture ($\kappa > 0.80$) ; 3) les indicateurs polarimétriques sont, quelle que soit la classe considérée, nécessaires à une bonne classification de l'occupation du sol en milieu agricole et enfin 4) les données optiques ne se sont pas avérées utiles dans le cadre de cette étude.

Pour répondre au second objectif, nous avons évalué le potentiel des indicateurs dérivés de l'imagerie radar pour l'étude de la dynamique intra-annuelle des compositions de peuplements de carabiques des cultures au sein d'un paysage agricole. Dans le cadre de cette étude, nous avons montré que les données dérivées des images de télédétection permettaient d'améliorer les modèles en écologie qui n'utilisent que des données « standard » dérivées de photographies aériennes. Ainsi, la prise en compte de l'hétérogénéité de la matrice agricole, *via* l'étude de la phénologie des cultures ou de la structure des haies à partir de données radar permet d'expliquer une partie (40%) de la variation intra-annuelle de la composition des communautés de carabes des cultures. De plus, nos résultats permettent de confirmer l'hypothèse que les variables paysagère et parcellaires ont un impact sur la dynamique intra-annuelle de la composition en espèces des carabes des cultures. Ainsi, cette seconde étude qui mêle télédétection et écologie du paysage montre une seconde fois l'intérêt des données de télédétection spatiale pour des applications en écologie.

PARTIE 5. EVALUATION FONCTIONNELLE DES CONTINUITES IDENTIFIEES PAR TELEDETECTION : EXEMPLE DES STRUCTURES BOISEES



CHAPITRE XI. AMELIORATION DES METRIQUES DE CONNECTIVITE A PARTIR D'IMAGES RADAR

SOMMAIRE

XI.1. Introduction	242
XI.2. Matériel et méthodes	243
XI.2.1. Données de Télédétection	243
XI.2.2. Données dérivées des images radar	244
XI.2.2.1. Extraction du réseau de haies	244
XI.2.2.2. Extraction des habitats favorables à partir de l'entropie de Shannon dérivée de l'image TerraSAR-X	244
XI.2.3. Inventaires biologiques	245
XI.2.4. Connectivité et modèles de répartition de carabes	245
XI.2.4.1. Création des cartes de perméabilité	245
XI.2.4.2. Calcul de la connectivité des patchs d'habitat	249
XI.2.5. Modélisation statistique	250
XI.3. Résultats	251
XI.3.1. Comparaison des cartes de perméabilité	251
XI.3.2. Modélisation statistique	251
XI.4. Discussion	253
XI.5. Conclusion	256

XI.1. Introduction

L'objectif de ce chapitre est de tester différentes métriques de connectivité en prenant en compte ou pas la qualité des habitats dérivée d'imagerie RSO pour expliquer la distribution des espèces dans un paysage. Pour ce faire, nous avons choisi comme site test un réseau de haies. En effet, les haies font office d'habitat pour un grand nombre d'espèces, et forment un réseau plus ou moins connecté, servant de corridor en facilitant les mouvements des espèces à travers le paysage. La télédétection permet de détecter et de cartographier facilement les différents éléments d'un paysage, et ce à différentes échelles. Des méthodes ont par exemple été développées pour cartographier le réseau de haies bocagères à partir d'images de télédétection optique et radar (Vannier et al. 2011, Betbeder et al. 2014c). De plus, dans le chapitre 6 nous avons montré qu'il était possible de déterminer la qualité d'une haie en tant qu'habitat pour des peuplements carabiques forestiers à partir d'une image radar (Betbeder et al. en révision). Une relation a été établie entre le degré d'ouverture de la canopée des haies caractérisées par imagerie RSO, et la répartition des carabiques forestiers sur ce même site d'étude (Betbeder et al. en révision), ce qui permet ainsi de cartographier les habitats favorables au sein des haies pour cette espèce. Cette étude a ainsi démontré l'intérêt de la télédétection et plus particulièrement des images radar pour l'identification et la caractérisation des haies bocagères dans le cadre d'une application en écologie.

Dans le chapitre 6 nous avons comparé deux modèles pour décrire la répartition des peuplements de carabiques forestiers au sein d'un réseau bocager. Le premier modèle était basé sur la structure du réseau de haies décrite par des métriques dérivées de la cartographie du réseau de haies, en l'occurrence la densité de haies calculée à différentes échelles, le grain du paysage calculé à différentes échelles, et la distance à la forêt. Le second modèle intégrait la proportion d'habitats favorables mesurée à une échelle locale (15 m) et à une échelle paysagère (350 m), et dérivée d'une image RSO. Les résultats ont mis en évidence que dans le premier cas 50% de la distribution de l'abondance des carabes forestiers pouvaient être expliqués par le grain du paysage calculé à une échelle de 250 m et la distance à la forêt. Dans le second cas, la sélection de modèles a mis en évidence que 80% de la distribution des carabes forestiers pouvaient être expliqués à la fois par la proportion d'habitats favorables mesurée à deux échelles (15 m et 250 m) et la distance à la forêt. Ainsi, à partir de la cartographie du réseau bocager dérivée de données de télédétection, il est possible d'expliquer 50% de la distribution des peuplements de carabiques forestiers. A partir de la caractérisation de la structure de la canopée des haies dérivée d'une image RSO, il est possible d'expliquer 80% de la distribution des peuplements carabiques forestiers dans un paysage agricole.

Ces observations suscitent la question suivante : La connectivité du paysage calculée en prenant en compte ou pas la qualité des habitats dérivée d'imagerie RSO permet-elle d'améliorer les modèles prenant en compte la structure du réseau de haies et la proportion d'habitat favorables à différentes échelles afin d'expliquer la distribution des peuplements de carabiques forestiers ?

L'aire de répartition des carabiques forestiers est très restreinte, du fait de leur mobilité réduite (quelques mètres par jour). Si les carabes peuvent se déplacer dans tout le réseau de haies, leur « habitat » est plus réduit. Dans cette étude, nous considérons que le réseau de haies est constitué d'un ensemble d'éléments plus ou moins favorables aux carabiques forestiers. L'élément « haie » habituellement défini comme « l'élément linéaire entre deux nœuds du réseau » n'est pas pris en considération ici. L'habitat pris en compte correspond au tronçon du réseau de 15 m autour du point de piégeage des carabes. Peu d'études se sont intéressées au rôle de la qualité des taches d'habitat dans les mesures de connectivité. Ainsi, dans cette étude, nous nous proposons de tester les hypothèses suivantes :

- Il existe une corrélation positive entre la répartition des peuplements de carabiques forestiers et la connectivité du réseau de haies au sein d'un paysage agricole ;
- La prise en compte de la connectivité dans un modèle de répartition d'espèce améliore la qualité du modèle ;
- La prise en compte de la qualité des habitats donne une représentation de la connectivité plus pertinente que la prise en compte de la seule surface de ces habitats.

Le premier objectif de cette étude vise à tester si la connectivité du paysage permet d'améliorer le modèle proposé par Betbeder et al. (en révision) (chapitre 6) qui est basé sur la structure paysagère du réseau (à savoir abondance des carabes = grain du paysage (250m) + distance à la forêt). Ce modèle est construit uniquement à partir d'une carte de localisation des haies bocagères dérivée d'une classification orientée-objet réalisée à partir d'une image radar. Dans le cadre de ce premier objectif, nous testerons quatre métriques de connectivité, l'une d'entre elles ne prenant pas en compte la qualité des habitats, deux autres prenant en compte la qualité des habitats d'un point de vue structurel ou fonctionnel et la dernière prenant en compte la structure du paysage.

Le second objectif de cette étude est de tester le pouvoir explicatif de ces métriques de connectivité en les intégrant dans le second modèle proposé par Betbeder et al. (en révision) (à savoir : abondance des carabes = proportion d'habitats favorables (15m) + proportion d'habitats favorables (350m) + distance à la forêt). Ce modèle est construit à partir de la carte du réseau bocager et de la carte des habitats favorables (haies de bonne qualité) dérivée de l'imagerie RSO. Nous pourrions ainsi comparer le pouvoir explicatif de la qualité des habitats et de la connectivité du réseau pour expliquer la distribution dans le paysage des peuplements de carabiques forestiers.

XI.2. Matériel et méthodes

XI.2.1. Données de Télédétection

Une image radar TerraSAR-X a été acquise en février 2013 en double polarisation (HH et VV) et Haute Résolution Spotlight mode. L'image radar a été acquise à la fin de l'hiver de manière à évaluer la structure interne de la canopée des haies et plus particulièrement de

pouvoir quantifier son degré d'ouverture (Betbeder et al. 2014c). Les caractéristiques de l'image RSO sont décrites dans le chapitre 4.

XI.2.2. Données dérivées des images radar

XI.2.2.1. Extraction du réseau de haies

L'image radar a dans un premier temps été prétraitée en suivant la démarche présentée dans le chapitre 4. Trois paramètres polarimétriques ont été dérivés de la matrice de diffusion : l'entropie de Shannon, le simple rebond et le double rebond. Afin d'extraire le réseau de haies, une classification orienté objet a été appliquée à ces trois indicateurs polarimétriques avec le logiciel E-Cognition (Definiens Imaging). Pour plus de détails sur la méthodologie employée se référer à la publication Betbeder et al. (2014) ou au chapitre 5. A partir du résultat de la classification, une cartographie du réseau de haies a été réalisée.

XI.2.2.2. Extraction des habitats favorables à partir de l'entropie de Shannon dérivée de l'image TerraSAR-X

Dans le chapitre 5, une relation a été établie entre l'entropie de Shannon dérivée de l'image RSO et le degré d'ouverture de la canopée des haies (Betbeder et al. 2014). Des valeurs d'entropie élevées reflètent une canopée dense avec des branches très entremêlées, et donc un degré de fermeture faible. A l'inverse, des valeurs faibles reflètent une canopée peu dense avec des branches droites peu entremêlées et donc un degré d'ouverture élevé. L'entropie de Shannon représente ainsi un bon indicateur de la qualité des habitats au sein des haies pour les peuplements de carabiques forestiers.

Dans le cadre du chapitre 6, (Betbeder et al. en révision) nous avons étudié l'impact du degré d'ouverture de la canopée des haies sur la distribution des peuplements de carabiques forestiers. Nous avons ainsi montré qu'au-dessus du seuil de $SE = 0.5$, l'habitat pouvait être considéré comme favorable, c'est-à-dire assez dense et ombragé pour pouvoir abriter ces espèces forestières. En dessous du seuil de $SE = 0.5$, l'habitat pouvait alors être considéré comme moins défavorable. Ainsi, à partir de cette valeur, nous avons pu établir une carte des habitats favorables pour les peuplements de carabiques forestiers au sein des haies.

Les cartes dérivées de l'image RSO sont décrites dans le tableau XI.1.

Table XI. 1. Caractéristiques des cartes dérivées de l'image RSO.

Nom de la carte	Cartes dérivées de l'image TerraSAR-X
Carte du réseau de haies	Raster (1.5 m de résolution) présentant le réseau de haies extrait à partir de la classification orientée objet
Carte des habitats favorables	Raster (1.5 m de résolution) présentant les habitats favorables pour les carabes forestiers ($SE > 0.5$: habitats favorables aux peuplements de carabiques forestiers et $SE < 0.5$ habitats moins favorables aux peuplements de carabiques forestiers).

XI.2.3. Inventaires biologiques

Dans le cadre de cette étude, les relevés biologiques réalisés au sein du réseau bocager du site B de Pleine Fougères en 2013 ont été utilisés. Une présentation de ces inventaires faunistiques est disponible dans le chapitre 4. La distance moyenne entre deux points d'échantillonnage était de 60 m, soit beaucoup plus que la capacité de dispersion d'un carabe. Loreau and Nolf (1993) ont en effet montré qu'un carabe forestier tel qu'*Abax papallelepipedus*, l'une des espèces les plus abondantes de carabiques forestiers, pouvait se déplacer au maximum de 1.8 m par jour. Loreau and Nolf (1993) ont ainsi estimé que l'aire de répartition d'une population d'*Abax papallelepipedus* était d'environ 660 m², soit une surface correspondant à un disque d'un rayon d'une quinzaine de mètres.

XI.2.4. Connectivité et modèles de répartition de carabes

XI.2.4.1. Création des cartes de perméabilité

La connectivité a été calculée en assignant ou pas une perméabilité au paysage. Dans le cadre de cette étude, quatre métriques de connectivité ont été testées.

La première métrique a été calculée sans prendre en compte la perméabilité du paysage. Il s'agit d'un cas très simple, où tous les coûts de déplacement sont égaux à 1 et de ce fait seule la distance euclidienne entre les patches d'habitats est utilisée.

Les trois autres métriques ont été calculées en assignant une perméabilité au paysage, en d'autres termes en utilisant une carte de coût de déplacement. Nous avons émis l'hypothèse que les carabes forestiers ne vivent que dans les haies, même si ils peuvent parfois se déplacer autour des haies dans les surfaces cultivées (Charrier et al. 1997). Partant de ce postulat, nous avons dans un premier temps créé une carte de coût simple, en assignant une valeur de coût égale à 1 aux haies représentant les habitats favorables ($SE < 0,5$), un coût de 20 aux haies de

« moins bonne qualité » ($SE > 0.5$) et un coût de 50 à la matrice paysagère (Gil-Tena et al. in press).

Les deux dernières métriques de connectivité ont été calculées à partir de cartes de coûts de déplacement basées sur les métriques les plus explicatives dérivées des modèles de Betbeder et al. (en révision) et présentées dans le chapitre 6 (Grain du paysage à 350 m, habitats favorables à 15 m, habitats favorables à 350 m). Nous nous sommes intéressés à la capacité d'un paysage (plus particulièrement du réseau de haies) à accueillir un type d'espèces (les carabes forestiers). Nous avons supposé que la capacité d'accueil des haies était fonction à la fois des propriétés du paysage et des propriétés structurelles de la haie. Une haie présentant une canopée dense et insérée dans un paysage bocager à petites mailles facilitera davantage le mouvement des espèces de carabes forestiers qu'une haie éparse située dans un paysage ouvert. En d'autres termes, nous sommes ainsi partis du principe qu'il est plus facile, pour un carabe forestier, de se déplacer dans un milieu favorable en tant qu'habitat que dans un milieu moins favorable. Ainsi, la connectivité (propriété intrinsèque d'un paysage dépendant de l'espèce considérée) est liée à la capacité d'accueil.

Partant de ce postulat, un coût de 1 a été attribué aux haies « de bonne qualité » c'est-à-dire représentant des habitats favorables pour les carabes forestiers, et un coût de 50 a été attribué à la mosaïque agricole (éléments hors haies). Pour les haies de « moins bonne qualité » c'est-à-dire présentant des structures de canopée peu couvrantes ($SE < 0.5$), une valeur de perméabilité a été attribuée comme suit, en fonction des relations établies par Betbeder et al. (2014) :

- Lorsque la relation entre l'abondance des carabes forestiers et la métrique paysagère étudiée (grain, qualité de l'habitat ou distance à la forêt) était de type linéaire, le coût des haies de « moins bonne qualité » a été attribué selon une équation de type $\text{coût} = a(\text{métrique}) + b$
- Lorsque la relation entre l'abondance des carabes et la métrique paysagère était de type non linéaire, avec un seuil apparent, le coût des haies de « moins bonne qualité » a été attribué en utilisant des valeurs uniques en fonction de la position des pixels en-dessous ou au-dessus de ce seuil.

Deux cartes de coûts ont ainsi été créées, l'une d'entre elles étant basée sur la structure du réseau, plus particulièrement sur le grain à 250 m et la distance à la forêt et la seconde sur la qualité de l'habitat à 15 m et 350 m et la distance à la forêt (Figure XI).

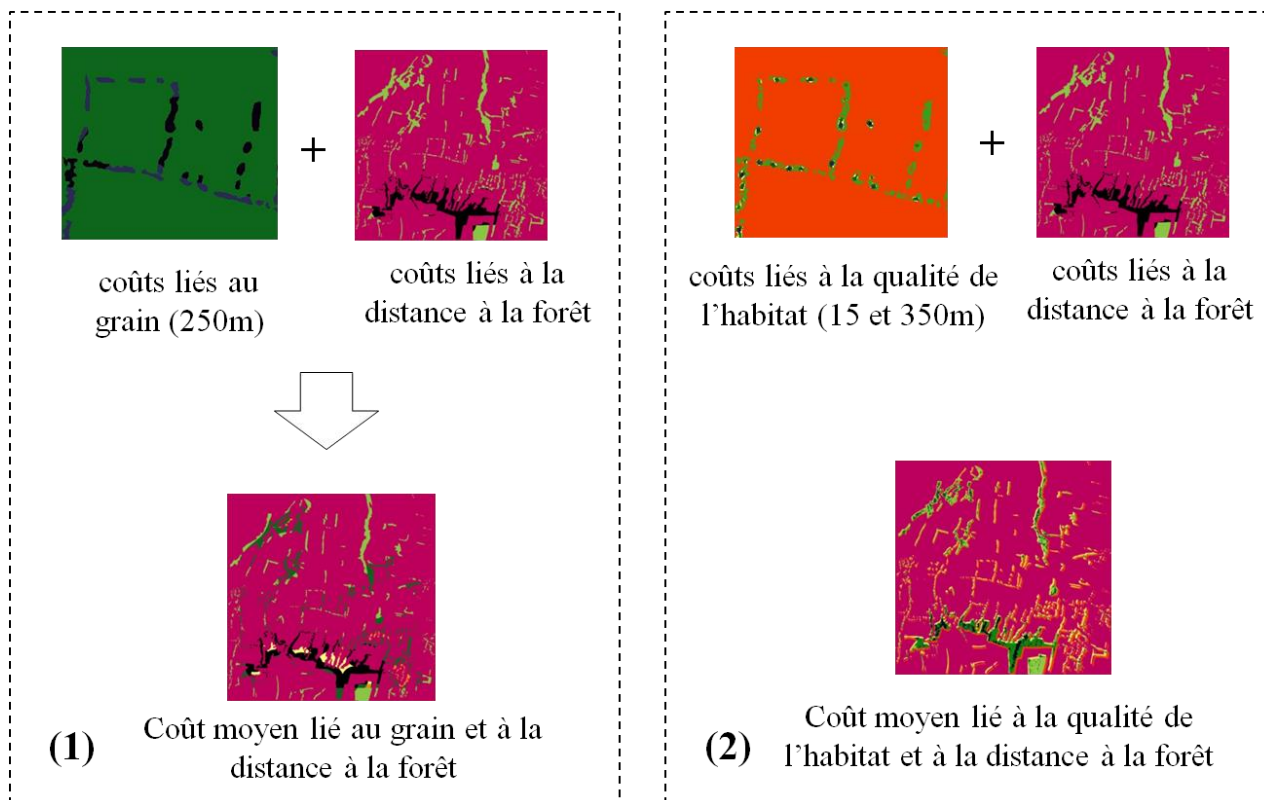


Figure XI. 1. Illustration des cartes de coûts créées à partir des métriques paysagères « distance à la forêt », « grain paysager » et « qualité de l'habitat ».

Ainsi, à partir de l'image RSO et des résultats obtenus par Betbeder et al. (en révision) (chapitre 6), différentes cartes de coût ont ainsi été produites :

- une carte de coût basée sur la relation entre l'activité densité des carabes forestiers et le grain mesuré à une échelle de 350 m ;
- une carte de coût basée sur la relation entre l'activité densité des carabes forestiers et la proportion d'habitats favorables mesurée à une échelle de 15 m ;
- une carte de coût basée sur la relation entre l'activité densité des carabes forestiers et la proportion d'habitats favorables mesurée à une échelle de 250 m,
- enfin une carte de coût basée sur la relation entre l'activité densité des carabes forestiers et la distance à la forêt.

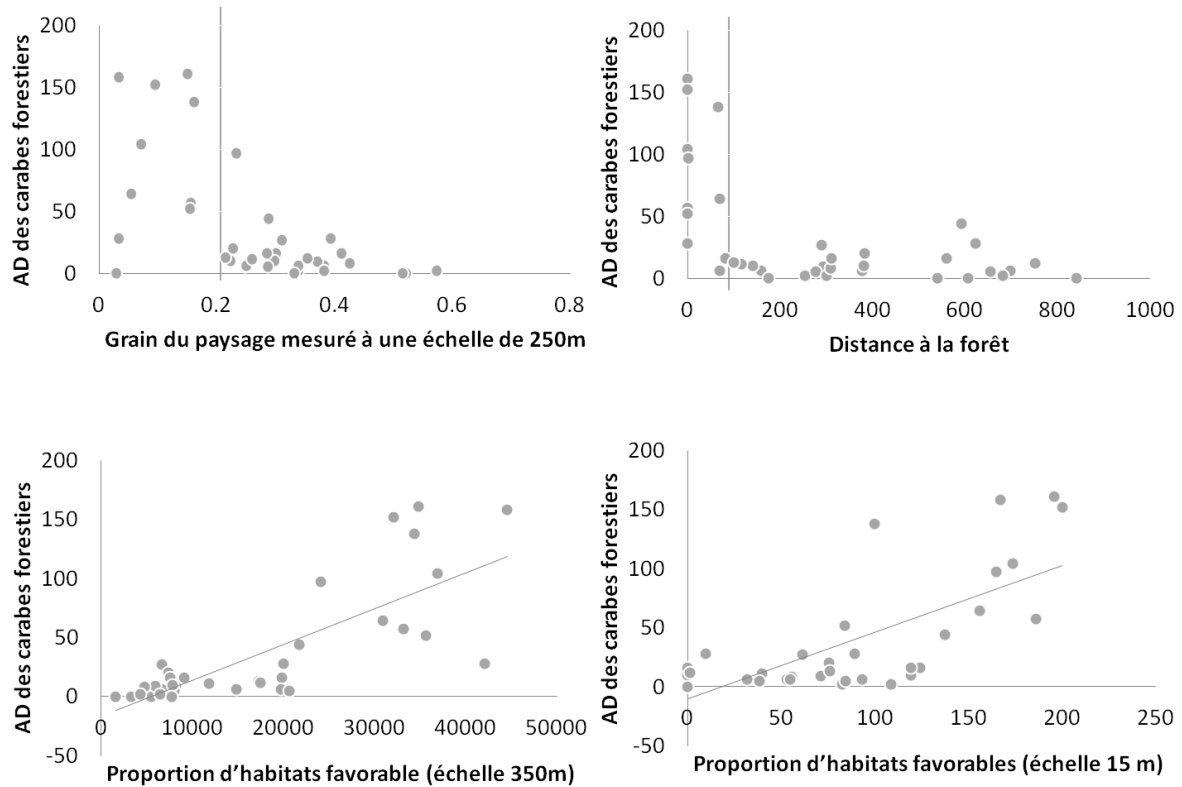


Figure XI. 2. Relations entre les peuplements de carabiques forestiers et les métriques paysagères : deux métriques présentent un effet de seuil (le grain du paysage (250 m) et la distance à la forêt), et deux métriques sont liées à l'AD (Activité-densité) selon un modèle linéaire (la proportion d'habitats favorables (350 m), et la proportion d'habitats favorables (15 m))

Concernant le grain du paysage (mesuré à une échelle de 250 m), nous pouvons observer (Figure XI.2.) que la relation entre cette métrique et l'activité densité des carabes forestiers n'est pas linéaire, elle présente un seuil à 0,2. En effet, au delà d'une valeur de grain de 0,2, l'abondance des carabes forestiers augmente de manière significative. Ainsi, nous avons attribué un coût de 1 aux pixels présentant des valeurs de grain inférieures à 0,2, un coût de 20 a été attribué aux pixels de haie présentant des valeurs de grain supérieures à 0,2. Un coût de 50 a été attribué aux pixels hors haies.

Concernant la distance à la forêt, nous avons attribué un coût de 1 pour une distance inférieure à 100 m, un coût de 20 pour une distance supérieure à 100 m et un coût de 50 à la mosaïque agricole.

Concernant les cartes de coûts relatives à la proportion d'habitats favorables mesurée à des échelles de 15 m et 350 m, nous pouvons observer que les relations sont linéaires. Ainsi, l'équation reliant la proportion d'habitats favorables mesurée à une échelle de 350 m et la distribution de carabes forestiers nous a permis de déterminer le coût de déplacement en attribuant un coût de maximal de 50 pour 0% d'habitat favorable, et un coût de 1 pour 8% ou plus d'habitat favorable. Entre ces deux seuils, la relation a été établie comme suit :

$$\text{Coût} = -437 * x + 20 \quad (\text{XI.1})$$

Avec x la proportion de pixels d'habitats favorables ($SE > 0.5$) mesurée à une échelle de 350 m.

L'équation du coût en fonction de la proportion d'habitats favorables mesuré à une échelle de 15 m a été calculée de la même manière que précédemment. La relation activité-densité des carabes en fonction du pourcentage de pixels de haies favorables a montré l'existence de deux seuils : en-dessous de 35% de présence de pixels d'habitats favorables l'activité densité des carabes forestiers est nulle (coût=50), au-dessus de 65% de pixels de bonne qualité, l'activité densité est très forte (coût=1). Entre ces deux seuils, une relation linéaire a pu être établie:

$$\text{Coût} = -61.3 * x + 41.5 \quad (\text{XI.2})$$

Avec x la proportion de pixels d'habitats favorables ($SE > 0.5$) dans des fenêtres glissantes de 15 m.

. XI 2.4.2. Calcul de la connectivité des patchs d'habitat

A partir des différentes cartes de perméabilité réalisées, des valeurs de connectivité ont pu être calculées pour chaque tache d'habitat définie comme le buffer de 15 m de rayon (soit d'une surface de 600 m² environ) autour des points de piégeage intersecté par le réseau de haie. Ces buffers correspondent à l'aire de répartition d'une population de carabes, selon Loreau and Nolf (1993). Les taches d'habitat à l'extérieur des haies ont été représentées par des buffers de 3 m de rayon autour des points de piégeage des carabes. En effet, Charrier and Burel (1997) ont démontré que les carabes se déplacent moins loin en milieu hostile (parcelle agricole) qu'en milieu favorable (haie). Dans les parcelles agricoles, les carabes forestiers meurent rapidement. Leur aire de répartition serait donc diminuée à environ 30 m². Ainsi, dans le cadre de cette étude, nous avons évalué la connectivité entre les différents points de piégeage.

L'indice de connectivité choisi est le flux de probabilité de connectivité (dPC). Il s'agit d'un Indicateur développé par Saura et al. (2006). Cette métrique paysagère a été calculée avec le logiciel Conefor (Pascual-Hortal and Saura, 2006). Cet indicateur permet de prendre en compte l'apport respectif de chaque patch au calcul de la connectivité globale. Une analyse bibliographique nous a permis d'estimer la distance maximale parcourue par le groupe d'espèces étudié (carabiques forestiers) dans leur habitat favorable (haie) à 100 m en 90 jours (Tischendorf et al. 1997, Charrier and Burel 1997). On attribue donc la probabilité de mouvement de 0.01 à une distance de 100 m afin de modéliser la capacité de dispersion de l'espèce dans le paysage.

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i * a_j * P_{ij}}{AL} \quad (XI.3)$$

$$dPCk = 100 * \frac{PC - PC_{enlevé, k}}{PC} \quad (XI.4)$$

Où n est le nombre de patches, a_i et a_j les attributs des patches i et j, p_{ij} la probabilité de dispersion du patch i au patch j et AL la connectivité maximale du paysage.

Le calcul de la métrique de connectivité dPc nécessite la création d'un graphe. Les graphes ont été calculés à l'aide du logiciel Graphab (Foltête et al. 2012). Les valeurs de connectivité ont été calculées sur des graphes planaires simplifiés non seuillés pour chacun des modèles, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de distance maximum possible entre deux nœuds du graphe. Cela permet de conserver tous les chemins possibles entre les nœuds du graphe. Les graphes ont été créés en prenant en compte ou pas la perméabilité de la matrice, et pour chaque modèle, la valeur de l'indice dPC a été calculée pour chacune des taches d'habitat, ou nœuds du graphe. Pour chaque graphe, le calcul de la connectivité a été réalisé en prenant comme attribut des nœuds : la surface des patches, ou la qualité des patches. Les différentes métriques de connectivité sont résumées dans le tableau XI.2:

Table XI. 2. Récapitulatif des variables de connectivité testées.

Nom de la variable de connectivité	Carte de coût	Caractéristique des patches d'habitats
Connectivité euclidienne	Euclidien	Surface des taches d'habitats
Connectivité qualité Habitat simple	Carte d'habitats favorables	Qualité de la haie
Connectivité structure du réseau	Moyenne (grain à 350m ; distance à la forêt)	Surface des taches d'habitats
Connectivité qualité des habitats évoluée	Moyenne (coût à 15 et 350m, distance à la forêt)	Qualité de la haie

XI.2.5. Modélisation statistique

Suivant Legendre and Legendre (2012), nous avons transformé l'abondance des carabes en utilisant une fonction racine cubique, afin d'obtenir une distribution normale. Des modèles de régression linéaire généralisées (GLMM) ont été construits pour étudier l'effet du réseau de haies et de la connectivité du réseau sur l'abondance des carabes (Table XI.3). Une sélection de modèles a été réalisée, basée sur une comparaison du critère d'Akaike (AICc) et

du r^2 -ajusté (Burnham et al. 2011). Tous les modèles possibles contenant les différentes variables explicatives ont été construits et classés selon leur critère d'AICc. Le modèle optimal correspond à celui qui présente l'AICc le plus faible et le r^2 ajusté le plus fort (Burnham and Anderson 2002). La significativité des modèles a été évaluée au seuil de 0,05.

Table XI. 3. Modèles statistiques testés prenant en compte différentes métriques de connectivité.

Modèles	Variables explicatives
Modèle 1 : Métriques de la structure du paysage dérivées de Betbeder et al. (en révision) + connectivité calculée sur la surface des patches d'habitats	Distance à la forêt Grain (350 m) Connectivité euclidienne Connectivité structure du réseau
Modèle 2 : Métriques de la structure du paysage dérivées de Betbeder et al. (en révision) + connectivité calculée sur la surface des patches d'habitats	Distance à la forêt Grain (350m) Connectivité euclidienne Connectivité structure du réseau Connectivité qualité habitat structurel
Modèle 3 : Métriques de la qualité des habitats dérivées de Betbeder et al. (en révision) + connectivité calculée sur la qualité des habitats	Distance à la forêt Proportion d'habitats favorables (15m) Proportion d'habitats favorables (250 m) Connectivité euclidienne Connectivité structure du réseau Connectivité qualité habitat structurel Connectivité qualité habitat fonctionnel

XI.3. Résultats

XI.3.1. Comparaison des cartes de perméabilité

Les différentes cartes de perméabilité produites nous permettent de comparer l'influence de la qualité de l'habitat et de l'échelle sur la perméabilité du paysage. La comparaison des cartes de coût à 15 m et à 350 m permet de voir que l'échelle fait varier le coût de la moitié des pixels de l'image. Plus précisément, il est possible de distinguer des zones où le coût à 350 m est supérieur au coût à 15 m, et inversement. Cela démontre la variabilité de l'effet de l'échelle sur les différents éléments du paysage.

XI.3.2. Modélisation statistique

L'évaluation statistique des métriques de connectivité calculées montre une relation positive entre l'abondance des carabes et les différentes métriques de connectivité (Table XI.4). Nous pouvons constater que les variables de connectivité calculées sur des cartes de

coût prenant en compte la qualité de l'habitat expliquent mieux l'abondance des carabes que les autres métriques de connectivité.

Table XI. 4. Résultats des régressions simples réalisées entre l'activité densité des carabes et les quatre métriques de connectivité.

variable à expliquer	variable explicative	R ²	p-value
Activité densité des carabes forestiers	Connectivité structure du paysage	0.35	0.0001
	Connectivité euclidienne	0.07	0.05
	Connectivité qualité habitats fonctionnelle	0.58	0.0001
	Connectivité qualité habitats structurelle	0.6	0.0001

La corrélation entre les variables de connectivité est faible, sauf dans le cas des deux métriques de connectivité prenant en compte la qualité de l'habitat (0,9). Nous pouvons ainsi noter que le calcul de métriques de connectivité prenant en compte la qualité des habitats structurelle en attribuant un coût de déplacement différent aux haies de bonne qualité et aux haies moins favorables, ou la qualité des habitats fonctionnelle, en prenant en compte la proportion d'habitats favorables à deux échelles (15 m et 250 m) et la distance à la forêt, n'a pas d'incidence sur la métrique de connectivité (Table XI.5).

Table XI. 5. Corrélation entre les variables de connectivité calculées selon la surface des patches d'habitat.

	Connectivité structure du paysage	Connectivité euclidienne	Connectivité qualité habitats fonctionnelle	Connectivité qualité habitats structurelle
Connectivité structure du paysage	1	0.4	0.4	0.5
Connectivité euclidienne		1	0.05	0.07
Connectivité qualité habitats fonctionnelle			1	0.9
Connectivité qualité habitats structurelle				1

On constate que la connectivité n'apporte aucune information supplémentaire au modèle de base développé dans le cadre du chapitre 6 qui prend en compte la qualité des habitats. En revanche, la connectivité s'avère intéressante lorsque les variables relatives à la proportion d'habitats favorables aux échelles de 15 m et de 250 m ne sont pas prises en compte. En effet, dans le cadre du premier modèle, les variables les plus explicatives retenues par la méthode de sélection exhaustive correspondent à la distance à la forêt et aux connectivités calculées à partir de la structure du réseau et de la distance euclidienne ($AICc = 114.9$ et r^2 ajusté = 0.6). Dans le cadre du second modèle, les variables les plus significatives sont la distance à la forêt et la connectivité basée sur la qualité des habitats ainsi que la connectivité basée sur la structure du réseau ($AICc = 101$ et r^2 ajusté = 0.72) (Table XI.6.).

Table XI. 6. Résultats de la sélection de variables dans le cadre des modèles 1, 2 et 3.

Modèles	R ² -ajusté	AICc	p-value
Modèle 1 : Ad = distance à la forêt + connectivite structure + connectivité euclidienne	0.6	114.9	0.000001
Modèle 2 : Ad = distance à la forêt + connectivite structure + connectivité habitats structurelle	0.72	101	0.000001
Modèle 3 : Ad = distance à la forêt + proportion habitats favorables (15 m) + proportion habitats favorables (250m)	0.81	87	0.0000001

XI.4. Discussion

Modéliser et évaluer la connectivité est d'une importance primordiale pour la gestion et la conservation des milieux tels que le bocage. La prise en compte de la qualité de l'habitat dans la connectivité reste un enjeu de taille, encore très peu étudié (Schooley and Branch, 2011). Pourtant, des habitats de bonne qualité servent de source et de lieu de colonisation pour les populations, et sont par conséquent un déterminant principal pour les mouvements d'espèces en réponse aux variations environnementales (Hodgson et al. 2011). La prise en compte de la qualité de l'habitat dans les modèles de connectivité pourrait donc permettre de mieux expliquer les mouvements et la répartition des espèces dans le paysage (Schooley and Branch, 2011). Dans cette étude, nous avons testé la prise en compte de la qualité de l'habitat à deux niveaux : au niveau de la caractérisation des patchs, et au niveau du calcul de la distance entre patchs, *via* des cartes de perméabilité. Par ailleurs, la détermination des taches d'habitat est encore très peu étudiée. Nous avons choisi comme habitat l'espace autour des points de prélèvement d'individus, en considérant les haies comme des zones favorables au passage de l'espèce considérée. Le rôle de la matrice sur le déplacement des espèces a été largement démontré. Cependant, selon la qualité de la matrice, celle-ci peut influencer différemment le

déplacement des espèces. C'est pourquoi nous avons choisi de tester l'effet de l'utilisation de cartes de coût aux valeurs continues sur l'ensemble du paysage dans le calcul de connectivité.

Nous avons ainsi pu observer une relation positive entre la connectivité et l'abondance des carabes forestiers. Les résultats de l'étude montrent que la connectivité permet d'expliquer à elle seule entre 35 % et 60 % de la distribution de l'abondance des carabes selon les modèles étudiés. En effet, la prise en compte de la qualité de l'habitat dans les métriques de connectivité permet d'augmenter le r^2 -ajusté de 0,35 (en prenant en compte la structure du réseau dans la métrique de connectivité) à 0,6. La qualité de l'habitat apparaît donc comme un facteur-clé de la connectivité fonctionnelle et structurelle. Dans leur étude de cas sur le rat musqué à queue ronde, Schooley and Branch (2011) ont également trouvé que les modèles prenant en compte la qualité des patches d'habitats dans la connectivité expliquaient mieux la répartition des rats musqués que les modèles prenant en compte uniquement la surface des patches dans les métriques de connectivité. Leur meilleur modèle de prédiction de la répartition des rats musqués comprend la connectivité calculée en fonction de la qualité des habitats. Ce modèle leur a permis d'expliquer environ 30 % de la variance de la répartition des rats musqués dans le paysage. De même, Visconti and Elkin (2009) ont démontré par des simulations que les métriques de connectivité incluant la qualité de l'habitat étaient plus performantes pour tous les scénarios de paysage, et particulièrement dans des environnements à forte variation de qualité d'habitat. Concernant la répartition des carabes forestiers, nos résultats confirment ceux de Petit and Burel (1997). En effet, ces auteurs ont montré que la distance entre les patches était un bon descripteur de la connectivité fonctionnelle. Ils ont, de plus, montré que la structure et la qualité de la haie dans l'estimation de la connectivité permettait d'améliorer la corrélation entre la connectivité et la distribution de carabes forestiers. Davis and Puliin (2007) ont montré que les haies peuvent être utilisées comme corridors de dispersion pour les espèces. Ainsi, la forte connectivité entre deux habitats favorables au sein d'une haie permet de prouver la possibilité d'utilisation des haies comme corridors de dispersion par les carabes.

Betbeder et al. (en révision) ont déjà démontré l'effet de la qualité de l'habitat sur l'abondance des carabes. Nos résultats ont montré que la connectivité calculée à partir de cette même qualité d'habitat n'apportait pas d'information supplémentaire à l'explication de l'abondance des carabes. Les résultats mettent en évidence que la qualité de l'habitat et la connectivité prenant en compte cette dernière sont très corrélées entre elles, ce qui les rend interchangeables. En effet, le remplacement de l'une par l'autre dans les modèles d'abondance de carabes ne change en aucun cas les résultats obtenus. Toutefois, quand la connectivité est calculée à partir de la surface des patches uniquement, l'effet de la qualité de l'habitat reste dominant. Cela confirme les résultats de Mortelliti et al. (2010) qui ont ainsi montré un effet positif de la qualité des habitats sur une grande variété de taxons (plantes, insectes, amphibiens, oiseaux, petits mammifères, primates et carnivores). De même, Pöyry et al. (2009) ont montré que la qualité de l'habitat était le facteur dominant expliquant la diversité et l'abondance de papillons dans un paysage finlandais.

Les métriques de connectivité utilisées dans cette étude ont été calculées à partir de graphes planaires, pour lesquels les distances entre patches étaient pondérées par un coût de

déplacement. Le graphe propose tous les chemins possibles entre deux taches. Le calcul de la connectivité suppose alors que l'espèce considérée (ici le carabe) connaît *de facto* le meilleur chemin à emprunter, et élimine les chemins les moins efficaces. La théorie des circuits permet de moduler le coût de déplacement d'un patch à un autre en fonction du nombre de liens qui les relient. Il existe peu d'études ayant combiné les deux théories (Avon and Berger 2013), mais il pourrait être intéressant de tester l'utilisation combinée des deux méthodes. De plus, dans les cartes de coût produites, un coût de 50 a été attribué aux surfaces agricoles. Ce coût reste arbitraire. Nous pouvons cependant, supposer que dans un paysage plus ouvert, ou pour des espèces différentes, moins inféodées aux haies, le coût attribué aux surfaces agricoles soit prépondérant, et nécessite des ajustements. De surcroît, dans cette étude, les surfaces agricoles ont été considérées comme des surfaces de même nature (environnement hostile pour les carabes). Il existe cependant une hétérogénéité parmi les différents types de surface agricole. Aviron et al. (2005), ont ainsi montré que la composition de la matrice agricole influait sur les communautés de carabes. En effet, certains couverts peuvent servir d'habitat temporaire ou de sources de nourriture pour les carabes. Les couverts de maïs, par exemple, peuvent permettre le passage de carabes forestiers, du fait de leur structure ombragée qui peut rappeler celle de la haie. De même, les prairies sont un milieu plus favorable aux carabes que les couverts de céréales. Il pourrait donc être intéressant de moduler les coûts de déplacement autour des haies (car on suppose toujours que les carabes forestiers s'éloignent peu des haies) en fonction de la nature de l'interface haie-culture (prairie, maïs, blé,...). Par ailleurs, Petit et al. (1998) ont montré que la répartition des carabes à un temps t dépendait de la connectivité au temps t , mais également de la connectivité du paysage antérieure à t . En effet, les carabes ont une grande stabilité démographique (Loreau 1984). Il a été démontré que la densité de population de carabes dans des habitats favorables est extrêmement constante au cours du temps (Petit and Burel 1998). Ainsi, une forte connectivité antérieure aurait pu permettre l'établissement de populations de carabes dans certaines parties du paysage. Bien installées dans des habitats favorables, mêmes déconnectées les unes des autres, les populations de carabes auraient pu persister. Cela pourrait expliquer pourquoi la qualité de l'habitat joue un rôle prépondérant sur la connectivité actuelle du réseau. Il pourrait donc être intéressant de tester l'effet de l'évolution de la connectivité au cours du temps sur l'abondance des carabes.

XI.5. Conclusion

Cette étude a permis de montrer l'intérêt de la prise en compte de la qualité de l'habitat dans le calcul de la connectivité. Ainsi, la qualité de l'habitat et la connectivité des patches d'habitats semblent de bons indicateurs pour évaluer et restaurer la connectivité d'un milieu. Les données acquises par télédétection ont permis de dériver un indicateur performant, l'entropie de Shannon, qui permet de caractériser les structures de végétation. Les mesures de connectivité et de qualité des habitats produites pourront ainsi servir de base pour la gestion de la trame verte. Ces indicateurs pourront par exemple servir à évaluer l'efficacité de l'établissement de corridors écologiques.

L'article suivant est en préparation

Betbeder J., Laslier, M., Hubert-Moy L., Corgne S., Baudry, J. 2014. SAR imagery improves landscape our understanding on connectivity metrics, Journal of Applied Ecology (soumission dec. 2014)

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

La caractérisation et l'identification des continuités écologiques des milieux agricoles ont été étudiées dans le cadre de cette thèse à partir de données de télédétection spatiale et plus particulièrement de données radar et optiques.

Les corridors écologiques sont aujourd'hui bien connus car ils assurent un rôle de « conduit » dans le paysage, permettant la dispersion et le mouvement de certaines espèces d'un habitat à un autre. Cette fonction primordiale est aujourd'hui prise en compte dans de nombreuses politiques nationales (trame Verte et Bleue des lois Grenelle) et internationales (réseau Emerald paneuropéen) puisqu'elle permet de maintenir le bon fonctionnement écologique et génétique des populations animales et végétales au sein d'un paysage, participant ainsi au maintien et à la conservation de la biodiversité.

Dans les milieux agricoles, trois types de continuités permettent la circulation des espèces inféodées aux surfaces agricoles et/ou aux espaces boisés : (1) les continuités constituées d'éléments semi-naturels et de prairies permanentes dans un paysage reliant des éléments semi-naturels; (2) les continuités agricoles reliant des éléments semi-naturels (3) les continuités agricoles dans une zone cultivée (Baudry et al. 2003). Ces éléments de la matrice paysagère peuvent varier en fonction des saisons et des pratiques agricoles. Ainsi, les réseaux de continuités écologiques ne sont pas toujours stables dans le paysage et peuvent évoluer tout au long de l'année et/ou d'une année à l'autre.

L'analyse de l'état de l'art relatif aux continuités et corridors écologiques a permis de montrer que la quantification de leur rôle de conduit est très délicate car elle dépend principalement de l'échelle de perception ou de capacité de dispersion des espèces dans le paysage. L'analyse des continuités écologiques passe par deux étapes indissociables : 1) la cartographie des éléments paysagers potentiellement constitutifs des continuités écologiques et l'étude de la continuité physique de ces éléments et 2) l'évaluation de la fonctionnalité effective de ces continuités par la mise en relation avec un modèle espèce ou par le biais d'inventaires floristiques et/ou faunistiques. Ainsi, les caractéristiques des éléments paysagers continus telles que leur dimension, leur diversité, leur hétérogénéité interne ou encore leur naturalité/artificialité présentent des seuils variables selon l'espèce considérée, en-dessous ou au-dessus duquel ils ne remplissent plus leur fonction de conduit. La fonctionnalité des continuités écologiques est donc étroitement liée aux exigences écologiques des espèces et aux objectifs de conservation visés.

L'étude des éléments potentiellement constitutifs des continuités écologiques dans un paysage agricole, à savoir les réseaux bocagers, les zones humides et les cultures, nécessite d'obtenir des informations à une échelle fine sur de larges territoires. La télédétection apparaît pour cette raison comme un outil privilégié et adapté à l'identification et la caractérisation de ces éléments. L'analyse de l'état de l'art a montré d'une part l'importance de l'utilisation des données de télédétection pour la cartographie et la caractérisation des éléments potentiellement constitutifs des continuités écologiques et d'autre part la sous-utilisation de

l'imagerie RSO pour ces applications. Or, comme nous l'avons montré dans cette thèse, les données radar s'avèrent être tout à fait pertinentes pour l'étude et la caractérisation des éléments du paysage potentiellement constitutifs des continuités écologiques. Si les données optiques sont sensibles aux propriétés biophysiques de la végétation, leur acquisition est limitée à des périodes sans nuages ce qui rend délicat le suivi inter ou intra annuel d'une zone à partir de ces données. Les données radar quant à elles ne dépendent pas des conditions de visibilité et peuvent être acquises de jour comme de nuit. En outre, ces données sont sensibles aux propriétés structurelles de la végétation et à l'humidité des sols ce qui les rend complémentaires des images optiques. Ainsi, l'utilisation combinée de données satellitaires radar et optiques est très prometteuse.

Le principal objectif de cette thèse était ainsi d'évaluer l'intérêt des images THRS pour identifier et caractériser les éléments du paysage agricole potentiellement constitutifs des corridors écologiques. Plus précisément, elle visait à évaluer le potentiel des images RSO et de l'utilisation combinée des données optiques et radar THRS pour caractériser des continuités écologiques à une échelle fine, tant d'un point de vue structurel que fonctionnel.

Afin de répondre à cet objectif, nous nous sommes intéressés aux trois types d'éléments paysagers potentiellement constitutifs des zones agricoles, à savoir les réseaux bocagers, les zones humides et les cultures

Concernant l'étude des continuités entre éléments semi naturels (continuité de type 1) nous avons :

- 1- Evalué l'apport des données RSO pour la caractérisation des éléments constitutifs des continuités écologiques, à savoir les haies bocagères.
- 2- Evalué l'information dérivée de la carte des réseaux bocagers obtenue à partir d'images RSO d'un point de vue fonctionnel, c'est-à-dire vis-à-vis de la biodiversité.

Concernant l'étude des continuités agricoles de type 1 et 2 et plus particulièrement des éléments paysagers appartenant aux zones humides nous avons :

- 3- Evalué le potentiel des séries temporelles d'images radar THRS pour la cartographie de la végétation des zones humides à une échelle fine, celle des formations végétales.
- 4- Développé une méthode permettant de définir le nombre d'images RSO et les dates adéquates pour cartographier de manière automatique les types de végétation présents sur les zones humides.

Concernant l'étude des continuités agricoles de type 2 et 3 et plus particulièrement des cultures nous avons :

- 5- Evalué l'intérêt de la fusion entre une série multi temporelle d'images optiques et une série multi temporelle d'images radar pour la cartographie des cultures à une échelle fine.

- 6- Évalué les interactions écologiques au sein de la mosaïque des cultures à partir de l'imagerie optique et radar, de manière à étudier l'impact de l'agencement paysager des cultures et de l'environnement parcellaire sur le rôle de corridor écologique de la mosaïque des cultures.

Enfin, dans le cadre d'une dernière partie nous avons réalisé une évaluation fonctionnelle des continuités écologiques identifiées par télédétection à partir de l'exemple des structures boisées. L'objectif était ici d'analyser la manière dont l'imagerie RSO modifie nos connaissances sur la caractérisation des paysages à une échelle fine en participant à l'amélioration des métriques de connectivité existantes.

Concernant l'étude des continuités boisées nous avons dans un premier temps démontré la capacité des images radar et plus particulièrement d'un indicateur polarimétrique, l'entropie de Shannon, à quantifier le degré d'ouverture de la canopée des haies. Dans un second temps, nous avons montré la capacité de ces images à fournir des informations intéressantes d'un point de vue écologique. Les données radar ont, en effet, permis de dériver des métriques à l'échelle du paysage et à l'échelle de la tache d'habitat (hétérogénéité interne) ce qui a permis d'améliorer les modèles écologiques visant à expliquer la distribution de la biodiversité dans le paysage.

Concernant l'étude des zones humides, avons mis en évidence l'intérêt de l'utilisation combinée d'un indicateur temporel polarimétrique, l'entropie de Shannon, et d'une méthode de classification, les SVM, pour cartographier la végétation des zones humides à une échelle fine, celle des formations végétales. De plus, nous avons mis en évidence que les images les plus utiles pour détecter les formations végétales au sein des zones humides sont celles qui sont acquises au cours des périodes de croissance des plantes et des variations des processus hydrodynamiques (entre février et juin), ce qui concorde avec les conclusions des études menées en écologie.

Concernant l'étude des zones agricoles, nous avons montré que la fusion de paramètres polarimétriques et d'intensité dérivés des images RSO permettait d'obtenir classification des types de culture très précise (Indice de Kappa > 0.80). De plus, nous avons montré que les indicateurs polarimétriques sont, quelle que soit la classe de culture considérée, nécessaires à une bonne classification de l'occupation du sol en milieu agricole et enfin qu'en fonction de la classe étudiée, la combinaison d'indicateurs temporels dérivés de données optiques ou radar n'est pas la même. En outre, nous avons pu montrer que la prise en compte de l'hétérogénéité de la matrice agricole, *via* l'étude de la phénologie des cultures ou de la structure des haies dérivées de données radar permettait d'améliorer les modèles d'analyse de la variation intra-annuelle de la composition des communautés de carabes au sein des cultures. Nos résultats ont permis de confirmer l'hypothèse que les variables paysagère et parcellaires ont un impact sur la dynamique intra-annuelle de la composition en espèces des carabes des cultures.

Enfin, la dernière partie de cette thèse a permis de montrer l'intérêt de l'utilisation des données de télédétection pour la caractérisation de l'habitat, caractère pouvant être pris en

compte dans les mesures de connectivité. Nous avons mis en évidence que l'intégration de ce type de données permet d'améliorer les modèles de connectivité visant à expliquer la distribution de la biodiversité dans le paysage.

L'originalité de cette thèse réside principalement dans le fait qu'elle se situe à l'interface entre deux disciplines : la télédétection et l'écologie du paysage. Si les écologues du paysage font généralement un usage intensif des cartes d'occupation du sol dérivées, la plupart du temps, de données de télédétection optiques, très peu d'entre eux utilisent l'information physique contenue dans les images, qu'il s'agisse des variables biophysiques telles que le LAI dans le domaine optique ou des paramètres de structure de la végétation ou de l'humidité des sols dans le domaine des hyperfréquences. Or, si l'écologie du paysage vise à analyser de manière très précise les propriétés des cartes, cette discipline n'intègre que très peu les propriétés structurelles et biophysiques de la végétation à une échelle fine, du fait principalement de la lourdeur des procédés à mettre en œuvre pour les acquérir sur le terrain. Cette thèse est un exemple d'étude pluri-disciplinaire à l'interface entre télédétection et écologie. Elle constitue l'une des rares études permettant de démontrer le potentiel des informations dérivées des données de télédétection (autre que de simples classifications d'occupation du sol) pour l'étude de la distribution de l'abondance et de la composition d'un modèle espèces dans le paysage, en d'autres termes pour une application en écologie.

Ce travail de thèse sur la contribution des données de télédétection THRS pour l'identification et la caractérisation des continuités écologiques ouvre de nombreuses perspectives.

La première perspective serait d'étudier et de comparer le potentiel des données LIDAR (full waveform) et des données interférométriques au potentiel des données radar pour caractériser la structure des haies bocagères (nombre de strates, degré d'ouverture de la canopée, ...). Par la suite, il serait intéressant d'étudier ces différentes variables d'un point de vue écologique. En effet, comme nous l'avons vu dans le cadre de cette thèse, les données de télédétection, qui reflète des propriétés biophysiques et structurelles de la végétation, peuvent être segmentées à partir de données biologiques de manière à déterminer et spatialiser les habitats favorables aux espèces considérées. Il pourrait ainsi être intéressant de tester cette approche avec d'autres modèles espèces comme par exemple les oiseaux qui ont des propriétés de dispersion complètement différentes de celles d'un carabe.

La seconde perspective serait de comparer la précision des classifications obtenues sur la végétation des zones humides à partir de données de TerraSAR-X avec d'autres données radar présentant des configurations différentes. Par exemple, il serait intéressant de mener une campagne d'acquisition de données RSO multi-angles de manière à déterminer l'angle d'incidence le plus approprié pour cartographier les formations végétales des zones humides. De plus, une étude multi-fréquences serait également à envisager. La bande X ne pénétrant que très peu la végétation, il serait en effet intéressant de tester d'autres longueurs d'onde comme par exemple la bande C (à l'aide de données RADARSAT-2) pour évaluer son potentiel pour cartographier la végétation des zones humides à une échelle fine.

Enfin, une troisième perspective serait de définir le nombre optimal d'images et les dates clefs pour cartographier les cultures à partir d'une série temporelle d'images optiques et

radar. De plus, pour la partie en écologie du paysage, il serait intéressant de dériver de nouvelles métriques traduisant l'hétérogénéité de la mosaïque agricole à l'échelle du paysage et à l'échelle de la parcelle à partir des données de télédétection, afin d'améliorer nos connaissances sur la répartition des espèces dans le paysage.

L'analyse des continuités écologiques a été réalisée dans le cadre de cette thèse en considérant séparément les différents éléments paysagers potentiellement constitutifs des continuités écologiques. En effet, nous nous sommes attachés à étudier d'une part les éléments boisés, leurs caractéristiques internes et leur connectivité pour expliquer la distribution d'espèces inféodées au milieu boisé et d'autre part la mosaïque agricole et ses interactions avec les éléments semi-naturels pour essayer de comprendre la distribution de la composition des communautés de carabiques au sein des parcelles. Il est envisageable de considérer l'ensemble des éléments paysagers potentiellement constitutifs des continuités écologiques dans un même ensemble qui engloberait tous les corridors structurels. Toutefois, l'emprise spatiale de ces derniers ne peut être définie précisément que par rapport à une espèce ou une communauté d'espèces donnée. En outre, l'étude de la fonctionnalité des continuités écologiques dépend principalement de l'espèce considérée. Une haie pouvant servir de corridor à une espèce de carabe jouera un rôle de barrière pour certaines espèces de papillons. Toutefois, quelle que soit l'espèce considérée, les études en écologie ont besoin de données permettant de caractériser la qualité des habitats à une échelle fine et sur de larges territoires. Nous avons montré dans cette thèse que les données radar THRS permettent de quantifier la qualité de certains habitats pour certaines espèces. Ainsi, cette thèse montre que l'exploitation de la synergie écologie du paysage / télédétection permet d'améliorer notre connaissance des relations paysages / processus biologiques.

BIBLIOGRAPHIE

- ADAM, S., J. WIEBE, M. COLLINS AND A. PIETRONIRO (1998). Radarsat flood mapping in the Peace-Athabasca Delta, Canada. Conférence: Géomatique dans l'ère de RADARSAT (GER'97), Canadian Aeronautics and Space Institute.
- ADRIAENSEN, F., J. P. CHARDON, G. DE BLUST, E. SWINNEN, S. VILLALBA, H. GULINCK AND E. MATTHYSEN (2003). "The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model." *Landscape and Urban Planning* 64(4): 233-247.
- AKSOY, S., G. AKCAY, G. CINBIS AND T. WASSENAAR (2008). Automatic Mapping of Linearwoody Vegetation Features in Agricultural Landscapes. Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2008. IGARSS 2008. IEEE International.
- AL HASSAN, D. (2012). Rôle du paysage sur la répartition et l'abondance des pucerons et de leurs prédateurs carabiques. Rennes, Université Rennes 1: 201.
- ALEXANDRIDIS, T. K., E. LAZARIDOU, A. TSIRIKA AND G. C. ZALIDIS (2009). "Using Earth Observation to update a Natura 2000 habitat map for a wetland in Greece." *Journal of Environmental Management* 90(7): 2243-2251.
- AMIAUD, B., J.-B. BOUZILLÉ, F. TOURNADE AND A. BONIS (1998). "Spatial patterns of soil salinities in old embanked marshlands in western France." *Wetlands* 18(3): 482-494.
- ANDREONE, F., J. E. RANDRIANIRINA, P. D. JENKINS AND G. APREA (2000). "Species diversity of Amphibia, Reptilia and Lipotyphla (Mammalia) at Ambolokopatrika, a rainforest between the Anjanaharibe-Sud and Marojejy massifs, NE Madagascar." *Biodiversity & Conservation* 9(12): 1587-1622.
- ARNOLD, G. W. (1983). "The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland." *Journal of applied ecology* 20(3): 731-750.
- ARZANDEH, S. AND J. WANG (2002). "Texture evaluation of RADARSAT imagery for wetland mapping." *Canadian Journal of Remote Sensing* 28(5): 653-666.
- ASSESSMENT, MILLENNIUM ECOSYSTEM. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Our Human Planet: Summary for Decision Makers. Island Press.
- AUBERT, M., N. BAGHDADI, M. ZRIBI, A. DOUAOU, C. LOUMAGNE, F. BAUP, M. EL HAJJ AND S. GARRIGUES (2011). "Analysis of TerraSAR-X data sensitivity to bare soil moisture, roughness, composition and soil crust." *Remote Sensing of Environment* 115(8): 1801-1810.
- AUDE, E., K. TYBIRK, A. MICHELSEN, R. EJRNÆS, A. B. HALD AND S. MARK (2004). "Conservation value of the herbaceous vegetation in hedgerows – does organic farming make a difference?" *Biological Conservation* 118(4): 467-478.
- AVIRON, S., F. BUREL, J. BAUDRY AND N. SCHERMANN (2005). "Carabid

assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108(3): 205-217.

BACOUR, C., F. BARET, D. BÉAL, M. WEISS AND K. PAVAGEAU (2006). "Neural network estimation of LAI, fAPAR, fCover and LAI×Cab, from top of canopy MERIS reflectance data: Principles and validation." *Remote Sensing of Environment* 105(4): 313-325.

BAGHDADI, N., M. BERNIER, R. GAUTHIER AND I. NEESON (2001). "Evaluation of C-band SAR data for wetlands mapping." *International Journal of Remote Sensing* 22(1): 71-88.

BAGHDADI, N., M. ZRIBI, C. LOUMAGNE, P. ANSART AND T. P. ANGUELA (2008). "Analysis of TerraSAR-X data and their sensitivity to soil surface parameters over bare agricultural fields." *Remote Sensing of Environment* 112(12): 4370-4379.

BAGHDADI, N., N. BOYER, P. TODOROFF, M. EL HAJJ AND A. BÉGUÉ (2009). "Potential of SAR sensors TerraSAR-X, ASAR/ENVISAT and PALSAR/ALOS for monitoring sugarcane crops on Reunion Island." *Remote Sensing of Environment* 113(8): 1724-1738.

BALENT, G. AND B. COURTIADÉ (1992). "Modelling bird communities/landscape patterns relationships in a rural area of South-Western France." *Landscape Ecology* 6(3): 195-211.

BALLHORN, U., J. JUBANSKI AND F. SIEGERT (2011). "ICESat/GLAS Data as a Measurement Tool for Peatland Topography and Peat Swamp Forest Biomass in Kalimantan, Indonesia." *Remote Sensing* 3(9): 1957-1982.

BAN, Y. (2003). "Synergy of multitemporal ERS-1 SAR and Landsat TM data for classification of agricultural crops." *Canadian Journal of Remote Sensing* 29(4): 518-526.

BARGIEL, D. (2013). "Capabilities of high resolution satellite radar for the detection of semi-natural habitat structures and grasslands in agricultural landscapes." *Ecological Informatics* 13: 9-16.

BARGIEL, D. AND S. HERRMANN (2011). "Multi-Temporal Land-Cover Classification of Agricultural Areas in Two European Regions with High Resolution Spotlight TerraSAR-X Data." *Remote Sensing* 3(5): 859-877.

BARGIEL, D., F. NEUENDORF, M. SCHLUND AND U. SOERGEL (2014). Classification of crops in different European regions based on TerraSAR-X data. EUSAR 2014; 10th Proceedings of European Conference on Synthetic Aperture Radar.

BARGIEL, D., S. HERRMANN, P. LOHMANN, U. SÖRGEL, W. WAGNER AND B. SZEKELY (2010). Land use classification with high-resolution satellite radar for estimating the impacts of land-use change on the quality of ecosystem services. ISPRS TC VII Symposium - 100 Years ISPRS Advancing Remote Sensing Science.

BAUDRY, J. (2007). Rapport final de la Convention. Programme Action Publique, Agriculture, Biodiversité-DIVA.

BAUDRY, J., R. G. H. BUNCE AND F. BUREL (2000)a. "Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management." *Journal of Environmental Management* 60(1): 7-22.

BAUDRY, J., A. S. JOUIN (2003). *De la haie aux bocages organisation, dynamique et gestion*. Paris, Institut national de la recherche agronomique.

BAUDRY, J., F. BUREL, C. THENAIL AND D. LE CŒUR (2000). "A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France." *Landscape and Urban Planning* 50(1-3): 119-128.

BAUDRY, J., F. BUREL, S. AVIRON, M. MARTIN, A. OUIN, G. PAIN AND C. THENAIL (2003). "Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help?" *Landscape Ecology* 18(3): 303-314.

BAUM, K. A., K. J. HAYNES, F. P. DILLEMUTH AND J. T. CRONIN (2004). "The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones." *Ecology* 85(10): 2671-2676.

BEAUFILS, M. AND E. MOREL (2008). "L'avifaune du marais de Sougéal et de ses abords en période nuptiale."

BEIER, P. AND R. F. NOSS (1998). "Do Habitat Corridors Provide Connectivity?" *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252.

BELLUCO, E., M. CAMUFFO, S. FERRARI, L. MODENESE, S. SILVESTRI, A. MARANI AND M. MARANI (2006). "Mapping salt-marsh vegetation by multispectral and hyperspectral remote sensing." *Remote Sensing of Environment* 105(1): 54-67.

BENDER, D. J., L. TISCHENDORF AND L. FAHRIG (2003). "Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes." *Landscape Ecology* 18(1): 17-39.

BENNETT, A. F. (1990). "Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment." *Landscape Ecology* 4(2-3): 109-122.

BENNETT, A. F. (2003). *Linkages in the Landscape: The Role Of Corridors And Connectivity In Wildlife Conservation*. Gland, Switzerland, World Conservation Union.

BENTON, T. G., J. A. VICKERY AND J. D. WILSON "Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?" *Trends in Ecology & Evolution* 18(4): 182-188.

BENZ, U. C., P. HOFMANN, G. WILLHAUCK, I. LINGENFELDER AND M. HEYNEN (2004). "Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information." *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 58(3-4): 239-258.

BERLINET, A. AND C. THOMAS-AGNAN (2004). *Reproducing kernel Hilbert spaces in probability and statistics*. Boston, Kluwer Academic.

BERNDT, D. J. AND J. CLIFFORD (1994). *Using Dynamic Time Warping to Find Patterns in Time Series*.

BETBEDER, J., S. RAPINEL, T. CORPETTI, E. POTTIER, S. CORGNE AND L. HUBERT-MOY (2014)a. "Multitemporal classification of TerraSAR-X data for wetland vegetation mapping." *Journal of Applied Remote Sensing* 8(1): 083648-083648.

BETBEDER, J., V. GOND, F. FRAPPART, N. N. BAGHDADI, G. BRIANT AND E. BARTHOLOME (2014)b. "Mapping of Central Africa Forested Wetlands Using Remote Sensing." *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 7(2): 531-542.

BETBEDER, J., J. NABUCET, E. POTTIER, J. BAUDRY, S. CORGNE AND L. HUBERT-MOY (2014)c. "Detection and Characterization of Hedgerows Using TerraSAR-X Imagery." *Remote Sensing* 6(5): 3752-3769.

BIENEN, L. (2002). "Informed Decisions Conservation Corridors and the Spread of Infectious Disease." *Conservation in Practice* 3(2): 10-19.

BILLETER, R., J. LIIRA, D. BAILEY, R. BUGTER, P. ARENS, I. AUGENSTEIN, S. AVIRON, J. BAUDRY, R. BUKACEK, F. BUREL, M. CERNY, G. DE BLUST, R. DE COCK, T. DIEKÖTTER, H. DIETZ, J. DIRKSEN, C. DORMANN, W. DURKA, M. FRENZEL, R. HAMERSKY, F. HENDRICKX, F. HERZOG, S. KLOTZ, B. KOOLSTRA, A. LAUSCH, D. LE COEUR, J. P. MAELFAIT, P. OPDAM, M. ROUBALOVA, A. SCHERMANN, N. SCHERMANN, T. SCHMIDT, O. SCHWEIGER, M. J. M. SMULDERS, M. SPEELMANS, P. SIMOVA, J. VERBOOM, W. K. R. E. VAN WINGERDEN, M. ZOBEL AND P. J. EDWARDS (2008). "Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study." *Journal of Applied Ecology* 45(1): 141-150.

BIRARD, C. (2008). Les corridors et la trame écologique nationale; état d'avancement des expériences et perspectives. Séminaire technique des Parcs Naturels Régionaux.

BLAES, X., L. VANHALLE AND P. DEFOURNY (2005). "Efficiency of crop identification based on optical and SAR image time series." *Remote Sensing of Environment* 96(3-4): 352-365.

BLAIR, J. B. AND M. A. HOFTON (1999). "Modeling laser altimeter return waveforms over complex vegetation using high-resolution elevation data." *Geophysical Research Letters* 26: 2509-2512.

BLASCHKE, T. AND J. STROBL (2001). "What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and gis." *GeoBIT/GIS* 6: 12-17.

BLASCHKE, T., S. LANG AND M. MÖLLER (2005). Object-based analysis of remote sensing data for landscape monitoring: recent developments. *Anais12 Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*.

BLASCHKE, T., S. LANG, E. LORUP, J. STROBL AND P. ZEIL (2000). "Object-oriented image processing in an integrated GIS/remote sensing environment and perspectives for environmental applications." *Environmental information for planning, politics and the public* 2: 555-570.

- BLOEMMEN, M. AND T. VAN DER SLUIST (2004). European corridors: Strategies for corridor development for target species. the Netherlands & Alterra. Tilbur, ECNC.
- BLOCH, I., AND H. MAITRE. 1994. « Fusion de données en traitement d'images: modèles d'information et décisions ». TS. Traitement du signal 11 (6): 435-46.
- BOER, P. J. D. (1970). "On the significance of dispersal power for populations of carabid-beetles (Coleoptera, Carabidae)." *Oecologia* 4(1): 1-28.
- BONN, F. R. G. (1992). *Precis Teledetection Vol.1 Principes Methodes*, Edicef/Aupelf.
- BOUCHE, G., B. LEPAGE, V. MIGEOT AND P. INGRAND (2009). "Intérêt de la détection et de la prise en compte d'une surdispersion dans un modèle de Poisson : illustration à partir d'un exemple." *Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique* 57(4): 285-296.
- BOURGEAU-CHAVEZ, L., K. RIORDAN, R. POWELL, N. MILLER AND M. NOWELS (2009). Improving Wetland Characterization with Multi-Sensor, Multi-Temporal SAR and Optical/Infrared Data Fusion. *Advances in Geoscience and Remote Sensing*. G. JEDLOVEC, InTech.
- BOWNE, D. R. AND M. A. BOWERS (2004). "Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review." *Landscape Ecology* 19(1): 1-20.
- BRAAK, C. J. F. T. AND P. SMILAUER (1998). *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*, Centre for Biometry.
- BRANDLE, J. R., L. HODGES AND X. H. ZHOU (2004). Windbreaks in North American agricultural systems. *New Vistas in Agroforestry*. P. K. R. NAIR, M. R. RAO AND L. E. BUCK, Springer Netherlands: 65-78.
- BREIMAN, L., J. FRIEDMAN, R. OLSHEN AND C. STONE (1984). *Classification and Regression Trees*. : Wadsworth and Brooks.
- BRISCO, B. AND R. J. BROWN (1995). "Multidate SAR/TM synergism for crop classification in western Canada." *Photogrammetric engineering and remote sensing* 61(8): 1009-1014.
- BRISCO, B., M. J. BROWN AND M. J. MANORE (1989). "Early season crop discrimination with combined SAR and TM data." *Canadian Journal of Remote Sensing* 15(1): 44-54.
- BRISCO, B., R. TOUZI, J. J. VAN DER SANDEN, F. CHARBONNEAU, T. J. PULTZ AND M. D'IORIO (2008). "Water resource applications with RADARSAT-2 – a preview." *International Journal of Digital Earth* 1(1): 130-147.
- BROWN, G. P., B. L. PHILLIPS, J. K. WEBB AND R. SHINE (2006). "Toad on the road: Use of roads as dispersal corridors by cane toads (*Bufo marinus*) at an invasion front in tropical Australia." *Biological Conservation* 133(1): 88-94.
- BRUNET, P. (1992). *L'atlas des paysages ruraux de France*. Paris.

BULLOCK, A. AND M. ACREMAN (1999). "The role of wetlands in the hydrological cycle." *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 7(3): 358-389.

BUREL, F. (1989). "Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in western France." *Landscape Ecology* 2(4): 215-226.

BUREL, F. (1992). "Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks." *Landscape Ecology* 6(3): 161-174.

BUREL, F. AND J. BAUDRY (1990). "Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany France." *Landscape Ecology* 4(4): 197-210.

BUREL, F. AND J. BAUDRY (1994). "Reaction of ground beetles to vegetation changes following grassland dereliction." *Acta oecologica* 15(4): 401-415.

BUREL, F. AND J. BAUDRY (2003). *Landscape Ecology: Concepts, Methods, and Applications*. Enfield, N.H, CRC Press.

BUREL, F., A. BUTET, Y. R. DELETTRE AND N. MILLÀN DE LA PEÑA (2004). "Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification." *Landscape and Urban Planning* 67(1): 195-204.

BUREL, F., S. AVIRON, J. BAUDRY, V. L. FÉON AND C. VASSEUR (2013). *The Structure and Dynamics of Agricultural Landscapes as Drivers of Biodiversity. Landscape Ecology for Sustainable Environment and Culture*. B. FU AND K. B. JONES, Springer Netherlands: 285-308.

BURNHAM, K. P. AND D. R. ANDERSON (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, Springer.

BURNHAM, K. P. AND D. R. ANDERSON (2004). "Multimodel Inference Understanding AIC and BIC in Model Selection." *Sociological Methods & Research* 33(2): 261-304.

BURNHAM, K. P., D. R. ANDERSON AND K. P. HUYVAERT (2011). "AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons." *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65(1): 23-35.

BWANGOY, J.-R. B., M. C. HANSEN, D. P. ROY, G. D. GRANDI AND C. O. JUSTICE (2010). "Wetland mapping in the Congo Basin using optical and radar remotely sensed data and derived topographical indices." *Remote Sensing of Environment* 114(1): 73-86.

CABORN, J. M. (1955). "The influence of shelter-belts on microclimate." *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 81(347): 112-115.

CALLICOTT, J. AND R. FRODEMAN (2009). *Encyclopedia of Environmental Ethics and Philosophy*. New York, NY, USA.

CANISIUS, F., H. TURRAL AND B. P. MBILINYI (2011). "Analysis of seasonal land use in Usangu wetlands, Tanzania: an object-oriented technique for multi-temporal analysis with

high-resolution data." *International Journal of Remote Sensing* 32(7): 1885-1900.

CASSMAN, K. G. 1999. « Ecological Intensification of Cereal Production Systems: Yield Potential, Soil Quality, and Precision Agriculture ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96 (11): 5952-59. doi:10.1073/pnas.96.11.5952.

CHARDON, J. P., F. ADRIAENSEN AND E. MATTHYSEN (2003). "Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the Speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.)." *Landscape Ecology* 18(6): 561-573.

CHARRIER, S., S. PETIT AND F. BUREL (1997). "Movements of *Abax parallelepipedus* (Coleoptera, Carabidae) in woody habitats of a hedgerow network landscape: a radio-tracing study." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 61(2-3): 133-144.

CHEN, J. M., AND T. A. BLACK. 1992. « Defining Leaf Area Index for Non-Flat Leaves ». *Plant, Cell & Environment* 15 (4): 421-29. doi:10.1111/j.1365-3040.1992.tb00992.x.

CHETKIEWICZ, C. L. B., C. C. ST. CLAIR AND M. S. BOYCE (2006). "Corridors for conservation: integrating pattern and process." *Review of Ecology, Evolution, and Systematics*: 317-342.

CHEVERRY, C. 1998. *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Editions Quae.

CHIDLEY, T. R. E. AND R. S. DRAYTON (1986). "The use of SPOT-simulated imagery in hydrological mapping." *International Journal of Remote Sensing* 7(6): 791-799.

CHUST, G., D. DUCROT, ET J. LL. PRETUS. 2004. « Land cover discrimination potential of radar multitemporal series and optical multispectral images in a Mediterranean cultural landscape ». *International Journal of Remote Sensing* 25 (17): 3513-28. doi:10.1080/0143116032000160480.

CIVCO, D., J. HURD, S. PRISLOE AND M. GILMORE (2006). *Characterization of Coastal Wetland Systems using Multiple Remote Sensing Data Types and Analytical Techniques*. IEEE International Conference on Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2006. IGARSS 2006.

CLARK, M. L., D. A. ROBERTS AND D. B. CLARK (2005). "Hyperspectral discrimination of tropical rain forest tree species at leaf to crown scales." *Remote Sensing of Environment* 96(3-4): 375-398.

CLAVERIE, MA. 2012. *Estimation spatialisée de la biomasse et des besoins en eau des cultures à l'aide de données satellitales à hautes résolutions spatiale et temporelle : application aux agrosystèmes du sud-ouest de la France*. Toulouse 3. <http://www.theses.fr/2012TOU30156>.

CLEUGH, H. A. AND D. E. HUGHES (2002). "Impact of shelter on crop microclimates: a synthesis of results from wind tunnel and field experiments." *Australian Journal of Experimental Agriculture* 42(6): 679-701.

CLOUDE, S. R. AND E. POTTIER (1996). "A review of target decomposition theorems in radar polarimetry." *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 34(2): 498-518.

CONGALTON, R. G. (1991). "A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data." *Remote Sensing of Environment* 37(1): 35-46.

CONSEIL DE L'EUROPE, 2014. Nature Réseaux écologiques Réseau Emeraude. http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/econetworks/portal_fr.asp

CONYERS, T. (1986). "Hedgerow and ditch removal in south east Essex, England, 1838-1984." *Biological Conservation* 38(3): 233-242.

CORCORAN, J., J. KNIGHT, B. BRISCO, S. KAYA, A. CULL AND K. MURNAGHAN (2011). "The integration of optical, topographic, and radar data for wetland mapping in northern Minnesota." *Canadian Journal of Remote Sensing* 37(5): 564-582.

CORGNE, S. (2004). Modélisation prédictive de l'occupation des sols en contexte agricole intensif : Application à la couverture hivernale par télédétection. Rennes, Université de Rennes 2: 231.

CORNILLON, P. A. AND E. MATZNER-LOBER (2011). Régression avec R, Rennes, PU Rennes.

CORNILLON, P.-A., F. HUSSON, N. JÉGOU, E. MATZNER-LOBER AND COLLECTIF (2012). Statistiques avec R. Rennes, PU Rennes.

CORTES, C. AND V. VAPNIK (1995). "Support-vector networks." *Machine Learning* 20(3): 273-297.

CUTURI, M. (2011). Fast global alignment kernels. *International Conference on Machine Learning*.

CZEREPOWICZ, L., B. S. CASE AND C. DOSCHER (2012). "Using satellite image data to estimate aboveground shelterbelt carbon stocks across an agricultural landscape." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 156: 142-150.

DAVRANCHE, A., G. LEFEBVRE AND B. POULIN (2010). "Wetland monitoring using classification trees and SPOT-5 seasonal time series." *Remote Sensing of Environment* 114(3): 552-562.

DE BIE, C. A. J. M., M. R. KHAN, V. U. SMAKHTIN, V. VENUS, M. J. C. WEIR, ET E. M. A. SMALING. 2011. « Analysis of multi-temporal SPOT NDVI images for small-scale land-use mapping ». *International Journal of Remote Sensing* 32 (21): 6673-93. doi:10.1080/01431161.2010.512939.

DE GRANDI, G. F., A. ROSENQVIST, P. MAYAUX, Y. RAUSTE, G. KATTENBORN, M. SIMARD, S. SAATCHI AND M. LEYSEN (1998). Flooded Forest Mapping at Regional Scale In the Central Africa Congo River Basin: First Thematic Results Derived by ERS-1 and JERS-1 Radar Mosaics, Second Retrieval of Bio- and Geo-physical Parameters from SAR data for Land Applications.

DEFINIENS (2004). eCognition professional: User guide 4. Munich, Germany, Definiens Imaging GmbH.

DEFRA (2007). Hedgerow Survey Handbook. A standard procedure for local surveys in the UK. London.

DEHOUCK, A., V. LAFON, N. BAGHDADI, A. ROUBACHE AND T. RABAUTE (2011). Potential of TerraSAR-X imagery for mapping intertidal coastal wetlands.

DELATTRE, T., J.-B. PICHANCOURT, F. BUREL AND P. KINDLMANN (2010). "Grassy field margins as potential corridors for butterflies in agricultural landscapes: A simulation study." *Ecological Modelling* 221(2): 370-377.

DEMPSTER, A. P. (1968). "A generalisation of Bayesian inference." *Journal of the Royal Statistical Society*: 205-247.

DENG, R. X., Y. LI, W. J. WANG AND S. W. ZHANG (2013). "Recognition of shelterbelt continuity using remote sensing and waveform recognition." *Agroforestry Systems* 87(4): 827-834.

DEZERT, J. (2003). Fondations pour une nouvelle théorie du raisonnement plausible et paradoxal. Application à la fusion d'informations incertaines et conflictuelles, ONERA.

DISSANSKA, M., M. BERNIER AND S. PAYETTE (2009). "Object-based classification of very high resolution panchromatic images for evaluating recent change in the structure of patterned peatlands." *Canadian Journal of Remote Sensing* 35(2): 189-215.

DOGAN, O. K., Z. AKYUREK AND M. BEKLIOGLU (2009). "Identification and mapping of submerged plants in a shallow lake using quickbird satellite data." *Journal of Environmental Management* 90(7): 2138-2143.

DUBAYAH, R. O. AND J. B. DRAKE (2000). "Lidar Remote Sensing for Forestry." *Journal of Forestry* 98(6): 44-46.

DUCROT, D. (2005). Méthodes d'analyse et d'interprétation d'images de télédétection multi-sources, Extraction de caractéristiques du paysage. Toulouse, INP Toulouse.

DUCROT, D., A. MASSE AND A. NCIBI (2012). Hedgerow detection in HRS and VHRS images from different source (optical, radar). *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, 2012 IEEE International.

DUFLOT, R. (2013). Hétérogénéité fonctionnelle et biodiversité : quel est le rôle des interfaces ou lisières dans les paysages agricoles ? Rennes, Université de Rennes 1: 154.

DUFOUR, S., I. BERNEZ, J. BETBEDER, S. CORGNE, L. HUBERT-MOY, J. NABUCET, S. RAPINEL, J. SAWTSCHUK AND C. TROLLÉ (2013). "Monitoring restored riparian vegetation: how can recent developments in remote sensing sciences help?" *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*(410).

DUSSEUX, P., T. CORPETTI AND L. HUBERT-MOY (2013). Temporal kernels for the identification of grassland management using time series of high spatial resolution satellite images. *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, 2013 IEEE International.

- DUSSEUX, P., L. HUBERT-MOY, R. LECERF, X. GONG AND T. CORPETTI (2011). Identification of grazed and mown grasslands using a time series of high-spatial-resolution remote sensing images. Analysis of Multi-temporal Remote Sensing Images (Multi-Temp), 2011 6th International Workshop on the on the Analysis of Multi-temporal Remote Sensing Images, Trento, Italy, 12-14 July 2011, pp. 145-148.
- DUSSEUX, P., X. GONG, T. CORPETTI, L. HUBERT-MOY AND S. CORGNE (2012). Contribution of radar images for grassland management identification. Remote Sensing, 6(7), 6163-6182, doi:10.3390/rs6076163, 2014.
- DUSSEUX, P, F VERTES, T CORPETTI, S CORGNE, ET L HUBERT-MOY. 2014. « Agricultural Practices in Grasslands Detected by Spatial Remote Sensing ». *Environmental Monitoring and Assessment*, septembre, 1-17. doi:10.1007/s10661-014-4001-5.
- DUTHOIT, S. (2006). Prise en compte de l'agrégation des cultures dans la simulation du transfert radiatif : importance pour l'estimation de l'indice foliaire (LAI), de la parcelle au paysage. Cesbio, Toulouse, Paul Sabatier, toulouse 3: 202.
- EL HAJJ, M, A BEGUE, S GUILLAUME, ET J-F MARTINE. 2009. « Integrating SPOT-5 time series, crop growth modeling and expert knowledge for monitoring agricultural practices — The case of sugarcane harvest on Reunion Island ». Remote Sensing of Environment 113 (10): 2052-61. doi:10.1016/j.rse.2009.04.009.
- ELLENBERG, H. (2009). "Vegetation ecology of Central Europe." (Ed.4): xxii+ 731 pp.
- EVANS, T. L. AND M. COSTA (2013). "Landcover classification of the Lower Nhecolândia subregion of the Brazilian Pantanal Wetlands using ALOS/PALSAR, RADARSAT-2 and ENVISAT/ASAR imagery." Remote Sensing of Environment 128: 118-137.
- EVERITT, J. H., C. YANG AND C. J. DELOACH (2005). "Remote Sensing of Giant Reed with QuickBird Satellite Imagery." Journal of Aquatic Plant Management 43: 81-85.
- F. DORMANN, C., J. M. MCPHERSON, M. B. ARAÚJO, R. BIVAND, J. BOLLIGER, G. CARL, R. G. DAVIES, A. HIRZEL, W. JETZ, W. DANIEL KISSLING, I. KÜHN, R. OHLEMÜLLER, P. R. PERES-NETO, B. REINEKING, B. SCHRÖDER, F. M. SCHURR AND R. WILSON (2007). "Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review." Ecology 30(5): 609-628.
- FÁBOS, J. G. (2004). "Greenway planning in the United States: its origins and recent case studies." Landscape and Urban Planning 68(2-3): 321-342.
- FAHRIG, L. (2003). "Effects of habitat fragmentation on biodiversity." Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 34: 487-515.
- FAHRIG, L. AND G. MERRIAM (1985). "Habitat Patch Connectivity and Population Survival." Ecology 66(6).
- FAHRIG, L., J. BAUDRY, L. BROTONS, F. G. BUREL, T. O. CRIST, R. J. FULLER, C. SIRAMI, G. M. SIRIWARDENA AND J.-L. MARTIN (2011). "Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes." Ecology Letters 14(2): 101-

112.

FAUVEL, M., D. SHEEREN, J. CHANUSSOT AND J. A. BENEDIKTSSON (2012). Hedges detection using local directional features and support vector data description. Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2012 IEEE International.

FAUVEL, M., B. ARBELOT, J. A. BENEDIKTSSON, D. SHEEREN AND J. CHANUSSOT (2013). "Detection of Hedges in a Rural Landscape Using a Local Orientation Feature: From Linear Opening to Path Opening." *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 6(1): 15-26.

FERRAZZOLI, P. (2002). "SAR for agriculture: advances, problems and prospects." *Retrieval of Bio-and Geo-Physical Parameters from SAR Data for Land Applications* 475: 47-56.

FERRAZZOLI, P., J. P. WIGNERON, L. GUERRIERO AND A. CHANZY (2000). "Multifrequency emission of wheat: Modeling and applications." *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 38(6): 2598-2607.

FIELDING, A. H. AND J. F. BELL (1997). "A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models." *Environmental Conservation* 24(01): 38-49.

FINLAYSON, C. M., N. C. DAVIDSON, A. G. SPIERS AND N. J. STEVENSON (1999). "Global wetland inventory—current status and future priorities." *Marine and Freshwater Research* 50(8): 717-727.

FITZGIBBON, C. D. (1997). "Small Mammals in Farm Woodlands: The Effects of Habitat, Isolation and Surrounding Land-Use Patterns." *The Journal of Applied Ecology* 34(2).

FOLTÊTE, J-C, C CLAUZEL, ET G VUIDEL. 2012. « A software tool dedicated to the modelling of landscape networks ». *Environmental Modelling & Software* 38 (décembre): 316-27. doi:10.1016/j.envsoft.2012.07.002.

FORMAN, R. T. T. AND J. BAUDRY (1984). "Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology." *Environmental Management* 8(6): 495-510.

FORMAN, R. T. T. AND M. GODRON (1986). *Landscape Ecology*. New York, John Wiley & Sons.

FRAPPART, F., F. SEYLER, J.-M. MARTINEZ, J. G. LEÓN AND A. CAZENAVE (2005). "Floodplain water storage in the Negro River basin estimated from microwave remote sensing of inundation area and water levels." *Remote Sensing of Environment* 99(4): 387-399.

FRAZIER, S. (1999). "Ramsar sites overview: a synopsis of the world's wetlands of international importance." 48-pp.

FREEMAN, A., AND S.L. DURDEN. 1998. « A three-component scattering model for polarimetric SAR data ». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 36 (3): 963-73. doi:10.1109/36.673687.

- FRIED, J. H., D. J. LEVEY AND J. A. HOGSETTE (2005). "Habitat corridors function as both drift fences and movement conduits for dispersing flies." *Oecologia* 143(4): 645-651.
- FRIEDL, M. A. AND C. E. BRODLEY (1997). "Decision tree classification of land cover from remotely sensed data." *Remote Sensing of Environment* 61(3): 399-409.
- FRITZ, T. (2007). "TerraSAR-X Level 1b Product Format Specification". TX-GS-DD-3307.
- FUKUNAGA, K. (1990). *Introduction to Statistical Pattern Recognition*, Academic Press.
- GARRIGUES, S., N. V. SHABANOV, K. SWANSON, J. T. MORISETTE, F. BARET AND R. B. MYNENI (2008). "Intercomparison and sensitivity analysis of Leaf Area Index retrievals from LAI-2000, AccuPAR, and digital hemispherical photography over croplands." *Agricultural and Forest Meteorology* 148(8-9): 1193-1209.
- GEIST, H. (2005). *Our Earth's Changing Land: An Encyclopedia of Land-use And Land-cover Change*, Greenwood Publishing Group.
- GEORGES, P. (1974). *Dictionnaire de la géographie*. Paris.
- GERMAIN, M, M VOORONS, ET J-M BOUCHER. (2004) Multisource Image Fusion Algorithm Based On A New Evidential Reasoning Approach.
- GERMAINE, M.-A., A. PUISSANT AND C. BARNERIAS (2008). "Intérêt des données images SPOT 5 et des systèmes d'informations géographiques pour l'extraction et l'identification des formations végétales arborées en milieu bocager. exemples Bas-Normand." *Revue forestière française* 60(5): 641-656.
- GIL-TENA, A., J. NABUCET, C. MONY, J. ABADIE, S. SAURA, A. BUTET, F. BUREL AND A. ERNOULT "Woodland bird response to landscape connectivity in an agriculture-dominated landscape: a functional community approach." *Community ecology* sous presse.
- GITELSON, A. A., Y J. KAUFMAN, R STARK, ET D RUNDQUIST. 2002. « Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction ». *Remote Sensing of Environment* 80 (1): 76-87. doi:10.1016/S0034-4257(01)00289-9.
- GOSSELIN, G. (2013). L'utilisation de la polarimétrie radar et de la décomposition de Touzi pour la caractérisation et la classification des physionomies végétales des milieux humides: le cas du Lac Saint-Pierre, Université de Montréal: 412.
- GOSSELIN, G., R. TOUZI AND F. CAVAYAS (2012). Wetland Characterization and Classification using Polarimetric Radarsat-2 capability for the Lac Saint-Pierre region (Canada). *Proceedings of Geomatrix'12*. 26-29 February 2012.
- GREEN, R E., S. J. CORNELL, J. P. W. SCHARLEMANN, ET A. BALMFORD. 2005. « Farming and the Fate of Wild Nature ». *Science* 307 (5709): 550-55. doi:10.1126/science.1106049.
- GREN, I.-M., C. FOLKE, K. TURNER AND I. BATEMEN (1994). "Primary and secondary values of wetland ecosystems." *Environmental and Resource Economics* 4(1): 55-74.
- GRIFFITHS, G. J., L. WINDER, J. M. HOLLAND, C. F. THOMAS AND E. WILLIAMS

(2007). "The representation and functional composition of carabid and staphylinid beetles in different field boundary types at a farm-scale." *Biological Conservation* 135(1): 145-152.

GUERIF, M., B. BLÖSER, C. ATZBERGER, P. CLASTRE, J.-P. GUINOT, ET R. DELECOLLE. 1996. « Identification de parcelles agricoles à partir de la forme de leur évolution radiométrique au cours de la saison de culture ». *Photo interprétation* 34 (1): 12-22.

GUERSCHMAN, J. P., J. M. PARUELO, C. DI BELLA, M. C. GIALLORENZI, ET F. PACIN. 2003. « Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data ». *International Journal of Remote Sensing* 24 (17): 3381-3402. doi:10.1080/0143116021000021288.

GUTIÉRREZ, D. AND R. MENÉNDEZ (1997). "Patterns in the distribution, abundance and body size of carabid beetles (Coleoptera: Caraboidea) in relation to dispersal ability." *Journal of Biogeography* 24(6): 903-914.

HAAS, C. A. (1995). "Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape." *Conservation Biology* 9(4): 845-854.

HADDAD, N. M. (1999)a. "Corridor and distance effects on interpatch movements : a landscape experiment with butterflies." *Ecological Applications* 9(2): 612-622.

HADDAD, N. M. (1999)b. "Corridor Use Predicted from Behaviors at Habitat Boundaries." *The American Naturalist* 153(2): 215-227.

HADDAD, N. M. AND K. A. BAUM (1999). "An experimental test of corridor effects on butterfly densities." *Ecological Applications* 9(2): 623-633.

HANSKI, I. (1994). "A Practical Model of Metapopulation Dynamics." *The Journal of Animal Ecology* 63(1).

HANSKI, I., A. MOILANEN AND M. GYLLENBERG (1996). "Minimum viable metapopulation size." *American Naturalist*: 527-541.

HARRIS, A. AND R. G. BRYANT (2009). "A multi-scale remote sensing approach for monitoring northern peatland hydrology: Present possibilities and future challenges." *Journal of Environmental Management* 90(7): 2178-2188.

HASTIER, T., R. TIBSHIRANI AND J. FRIEDMAN (2009). *The Elements of Statistical Learning - Data Mining, Inference, and Prediction*, Second Edition, Springer series in statistics.

HAY, G. J., T. BLASCHKE, D. J. MARCEAU AND A. BOUCHARD (2003). "A comparison of three image-object methods for the multiscale analysis of landscape structure." *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 57(5-6): 327-345.

HAYES, D. J., S. A. SADER AND N. B. SCHWARTZ (2002). "Analyzing a forest conversion history database to explore the spatial and temporal characteristics of land cover change in Guatemala's Maya Biosphere Reserve." *Landscape Ecology* 17(4): 299-314.

HEINZEL, J. AND B. KOCH (2011). "Exploring full-waveform LiDAR parameters for tree

species classification." *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 13(1): 152-160.

HENDERSON, F. M. AND A. J. LEWIS (2008). "Radar detection of wetland ecosystems: a review." *International Journal of Remote Sensing* 29(20): 5809-5835.

HENDRICKX, F., J.-P. MAELFAIT, K. DESENDER, S. AVIRON, D. BAILEY, T. DIEKOTTER, L. LENS, J. LIIRA, O. SCHWEIGER, M. SPEELMANS, V. VANDOMME AND R. BUGTER (2009). "Pervasive effects of dispersal limitation on within- and among-community species richness in agricultural landscapes." *Global Ecology and Biogeography* 18(5): 607-616.

HEROLD, N. D. AND B. N. HAACK (2002). "Fusion of Radar and Optical Data for Land Cover Mapping." *Geocarto International* 17(2): 21-30.

HESS, G. R. (1994). "Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note." *Conservation Biology* 8: 256-262.

HESS, G. R. AND R. A. FISCHER (2001). "Communicating clearly about conservation corridors." *Landscape and Urban Planning* 55(3): 195-208.

HESS, L. L., J. M. MELACK, E. M. L. M. NOVO, C. C. F. BARBOSA AND M. GASTIL (2003). "Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin." *Remote Sensing of Environment* 87(4): 404-428.

HEY, D. L. AND N. S. PHILIPPI (1995). "Flood Reduction through Wetland Restoration: The Upper Mississippi River Basin as a Case History." *Restoration Ecology* 3(1): 4-17.

HILL, C. J. (1995). "Bandas de lineales vegetación de selvas tropicales como potenciales corredores dispersores para insectos de la selva tropical." *Conservation Biology* 9(6): 1559-1566.

HILL, M. J., C. J. TICEHURST, J.-S. LEE, M. R. GRUNES, G. E. DONALD AND D. HENRY (2005). "Integration of optical and radar classifications for mapping pasture type in Western Australia." *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 43(7): 1665-1681.

HINSLEY, S. A. AND P. E. BELLAMY (2000). "The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review." *Journal of Environmental Management* 60(1): 33-49.

HOLLAND, J. AND L. FAHRIG (2000). "Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape-scale analysis." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 78(2): 115-122.

HOLOPAINEN, M., R. HAAPANEN, M. KARJALAINEN, M. VASTARANTA, J. HYYPPÄ, X. YU, S. TUOMINEN AND H. HYYPPÄ (2010). "Comparing Accuracy of Airborne Laser Scanning and TerraSAR-X Radar Images in the Estimation of Plot-Level Forest Variables." *Remote Sensing* 2(2): 432-445.

HONG, S.-H., S. WDOWINSKI AND S.-W. KIM (2010). "Evaluation of TerraSAR-X

Observations for Wetland InSAR Application." IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 48(2): 864-873.

HORSKINS, K., P. B. MATHER AND J. C. WILSON (2006). "Corridors and connectivity: when use and function do not equate." Landscape Ecology 21(5): 641-655.

HUBERT-MOY, L. (2006). "Wetlands", In our Earth's changing land: an encyclopedia of land use and land-cover change. H. Geist (ed.), Greenwood Press, Westport (Connecticut, USA): 665-671.

HUBERT-MOY, L. AND B. CLEMENT (2014). "Délimitation et caractérisation des zones humides." In "Ecologie des zones Humides, concepts, méthodes et démarches", J. B. Bouzillé, coord. , Lavoisier ed.

HUBERT-MOY, L., J. NABUCET, C. VANNIER AND A. LEFEBVRE (2012). "Cartographie des continuités écologiques : quelles données pour quelles échelles territoriales ? Application à la sous-trame forestière." Revue internationale de géomatique 22(4): 619-640.

HUBERT-MOY, L., B. CLEMENT, M. LENNON, T. HOUET AND E. LEFEUVRE (2003). "Study of wetlands using CASI hyperspectral images: Application to the valley floors of the Armorican Massif." Photo-Interprétation 39: 33-43.

HUBERT-MOY, L., A. COTONNEC AND P. GOUERY (1995). "Extraction du réseau bocager à l'aide de données satellitaires Landsat Thematic Mapper. Application à un bassin versant en Bretagne centrale." Photo-interprétation 4: 258-263.

HUSTON, M. A. AND M. A. HUSTON (1994). Biological Diversity: The Coexistence of Species, Cambridge University Press.

IMHOFF, M. L., T. D. SISK, A. MILNE, G. MORGAN AND T. ORR (1997). "Remotely sensed indicators of habitat heterogeneity: Use of synthetic aperture radar in mapping vegetation structure and bird habitat." Remote Sensing of Environment 60(3): 217-227.

IPCC (2001). Climate change 2001 : the scientific basis. Cambridge University Press.

JACQUEMOUD, S., W. VERHOEF, F. BARET, C. BACOUR, P. J. ZARCO-TEJADA, G. P. ASNER, C. FRANÇOIS AND S. L. USTIN (2009). "PROSPECT + SAIL models: A review of use for vegetation characterization." Remote Sensing of Environment 113, Supplement 1: S56-S66.

JOANNON, A., E. BRO, C. THENAIL AND J. BAUDRY (2008). "Crop patterns and habitat preferences of the grey partridge farmland bird." Agronomy for Sustainable Development 28(3): 379-387.

JOHANSEN, K. AND S. PHINN (2004). Mapping indicators of riparian vegetation health using IKONOS and Landsat-7 ETM+ image data in Australian tropical savannas. Proceedings of IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium.

JONCKHEERE, I., S. FLECK, K. NACKAERTS, B. MUYS, P. COPPIN, M. WEISS AND F. BARET (2004). "Review of methods for in situ leaf area index determination: Part I.

Theories, sensors and hemispherical photography." *Agricultural and Forest Meteorology* 121(1–2): 19-35.

JONES, K., Y. LANTHIER, P. VAN DER VOET, E. VAN VALKENGOED, D. TAYLOR AND D. FERNÁNDEZ-PRIETO (2009). "Monitoring and assessment of wetlands using Earth Observation: The GlobWetland project." *Journal of Environmental Management* 90(7): 2154-2169.

KARNIELI, A., A. MEISEIS, L. FISHER AND Y. ARKIN (1996). "Automatic extraction and evaluation of geological linear features from digital remote sensing data using a hough transform." *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 62(5): 525-531.

KASISCHKE, E. S. AND L. L. BOURGEAU-CHAVEZ (1997). "Monitoring South Florida wetlands using ERS-1 SAR imagery." *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 63(3): 281-291.

KASISCHKE, E. S., J. M. MELACK AND M. CRAIG DOBSON (1997). "The use of imaging radars for ecological applications—A review." *Remote Sensing of Environment* 59(2): 141-156.

KAUTZ, R., R. KAWULA, T. HOCTOR, J. COMISKEY, D. JANSEN, D. JENNINGS, J. KASBOHM, F. MAZZOTTI, R. MCBRIDE, L. RICHARDSON AND K. ROOT (2006). "How much is enough? Landscape-scale conservation for the Florida panther." *Biological Conservation* 130(1): 118-133.

KEDDY, P. A., L. H. FRASER, A. I. SOLOMESHCH, W. J. JUNK, D. R. CAMPBELL, M. T. K. ARROYO AND C. J. R. ALHO (2009). "Wet and Wonderful: The World's Largest Wetlands Are Conservation Priorities." *BioScience* 59(1): 39-51.

KERR, J. T. AND M. OSTROVSKY (2003). "From space to species: ecological applications for remote sensing." *Trends in Ecology & Evolution* 18(6): 299-305.

KINDLMANN, P. AND F. BUREL (2008). "Connectivity measures: a review." *Landscape Ecology* 23(8): 879-890.

KOHAVI, R. (1995). *A Study of Cross-Validation and Bootstrap for Accuracy Estimation and Model Selection*. Proceedings of the 14th international joint conference on artificial intelligence, Morgan Kaufmann Publisher Inc.

KROMP, B. (1999). "Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74(1–3): 187-228.

KUGLER, F., D. SCHULZE, I. HAJNSEK, H. PRETZSCH AND K. P. PAPATHANASSIOU (2014). "TanDEM-X Pol-InSAR Performance for Forest Height Estimation." *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 52(10): 6404-6422.

L, L., K. RIORDAN, R. B. N. MILLER AND M. NOWELS (2009). *Improving Wetland Characterization with Multi-Sensor, Multi-Temporal SAR and Optical/Infrared Data Fusion*. *Advances in Geoscience and Remote Sensing*. G. JEDLOVEC, InTech.

LABA, M., R. DOWNS, S. SMITH, S. WELSH, C. NEIDER, S. WHITE, M. RICHMOND, W. PHILPOT AND P. BAVEYE (2008). "Mapping invasive wetland plants in the Hudson River National Estuarine Research Reserve using quickbird satellite imagery." *Remote Sensing of Environment* 112(1): 286-300.

LANG, M. W., E. S. KASISCHKE, S. D. PRINCE AND K. W. PITTMAN (2008). "Assessment of C-band synthetic aperture radar data for mapping and monitoring Coastal Plain forested wetlands in the Mid-Atlantic Region, U.S.A." *Remote Sensing of Environment* 112(11): 4120-4130.

LANOE, E. (2008). *Diagnostics phyto-écologique et paysager des marais de la basse vallée du Couesnon et de leur rôle fonctionnel potentiel en terme d'accueil de l'avifaune*. Rennes.

LANT, C. L., J. B. RUHL AND S. E. KRAFT (2008). "The Tragedy of Ecosystem Services." *BioScience* 58(10): 969-974.

LARCHER, F. AND J. BAUDRY (2013). "Landscape grammar: a method to analyse and design hedgerows and networks." *Agroforestry Systems* 87(1): 181-192.

LAUSCH, A. AND F. HERZOG (2002). "Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability." *Ecological Indicators* 2(1-2): 3-15.

LE CŒUR, D., J. BAUDRY, F. BUREL AND C. THENAIL (2002). "Why and how we should study field boundary biodiversity in an agrarian landscape context." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89(1-2): 23-40.

LE COEUR, D. (1996). *La végétation des éléments linéaires non cultivés des paysages agricoles : identification à plusieurs échelles spatiales, des facteurs de la richesse et de la composition floristiques des peuplements*. Rennes, Université de Rennes 1: 261.

LE FÉON, V., F. BUREL, R. CHIFFLET, M. HENRY, A. RICOCH, B. E. VAISSIÈRE AND J. BAUDRY (2013). "Solitary bee abundance and species richness in dynamic agricultural landscapes." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 166: 94-101.

LECERF, R. (2008). *Suivi des changements d'occupation et d'utilisation des sols d'origine anthropique et climatique à l'échelle régionale par télédétection moyenne résolution (Application à la Bretagne)*. Rennes (France), Rennes 2: 326.

LECHNER, A. M., A. STEIN, S. D. JONES AND J. G. FERWERDA (2009). "Remote sensing of small and linear features: Quantifying the effects of patch size and length, grid position and detectability on land cover mapping." *Remote Sensing of Environment* 113(10): 2194-2204.

LEE, J.-S. (1981). "Speckle analysis and smoothing of synthetic aperture radar images." *Computer Graphics and Image Processing* 17(1): 24-32.

LEE, J.-S. AND E. POTTIER (2009). *Polarimetric Radar Imaging: From Basics to Applications*, CRC Press.

LEE, J.-S., M. R. GRUNES AND E. POTTIER (2001). "Quantitative comparison of classification capability: fully polarimetric versus dual and single-polarization SAR." *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39(11): 2343-2351.

LEFSKY, M. A., W. B. COHEN, G. G. PARKER AND D. J. HARDING (2002). "Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies Lidar, an emerging remote sensing technology that directly measures the three-dimensional distribution of plant canopies, can accurately estimate vegetation structural attributes and should be of particular interest to forest, landscape, and global ecologists." *BioScience* 52(1): 19-30.

LEGENDRE, P. AND L. LEGENDRE (2012). *Numerical Ecology*, Elsevier.

LE HEGARAT-MASCLE S., SELTZ R., HUBERT-MOY L., CORGNE S., STACH N., 2006. Comparison of change detection by evidential fusion in four application Cases. *International Journal of Remote Sensing*, 27, 3515-3553.

LENNON, M., G. MERCIER AND L. HUBERT-MOY (2002). Classification of hyperspectral images with nonlinear filtering and support vector machines. *Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 2002. IGARSS '02. 2002 IEEE International.

LEVANONI, O., N. LEVIN, G. PE'ER, A. TURBÉ AND S. KARK (2011). "Can we predict butterfly diversity along an elevation gradient from space?" *Ecography* 34(3): 372-383.

LEVEY, D. J., B. M. BOLKER, J. J. TEWKSBURY, S. SARGENT AND N. M. HADDAD (2005). "Effects of Landscape Corridors on Seed Dispersal by Birds." *Science* 309(5731): 146-148.

LEVIN, S. A. (1992). "The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture." *Ecology* 73(6): 1943-1967.

LI, J. AND W. CHEN (2005). "A rule-based method for mapping Canada's wetlands using optical, radar and DEM data." *International Journal of Remote Sensing* 26(22): 5051-5069.

LI, J., W. CHEN AND R. TOUZI (2007). "Optimum RADARSAT-1 configurations for wetlands discrimination: a case study of the Mer Bleue peat bog." *Canadian Journal of Remote Sensing* 33(sup1): S46-S55.

LI, L., F. MAO, W. QIAN AND L. P. CLARKE (1997). Wavelet transform for directional feature extraction in medical imaging. , *International Conference on Image Processing*, 1997. *Proceedings*.

LILLESAND, T. M. AND R. W. KIEFER (1987). *Remote sensing and image interpretation*, Wiley.

LOBELL, D. B. AND C. B. FIELD (2007). "Global scale climate–crop yield relationships and the impacts of recent warming." *Environmental Research Letters* 2(1).

LOPEZ-SANCHEZ, J.M., J.D. BALLESTER-BERMAN, ET I. HAJNSEK. 2011. « First Results of Rice Monitoring Practices in Spain by Means of Time Series of TerraSAR-X Dual-

Pol Images ». IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing 4 (2): 412-22. doi:10.1109/JSTARS.2010.2047634.

LOREAU, M. AND C. L. NOLF (1993). "Occupation of space by the carabid beetle *Abax ater*." Acta oecologica 14(2): 247-258.

LOREAU, M. AND C. L. NOLF (1994). Spatial structure and dynamics of a population of *Abax ater*. Carabid Beetles: Ecology and Evolution. K. DESENDER, M. DUFRÊNE, M. LOREAU, M. L. LUFF AND J. P. MAELFAIT, Springer Netherlands: 165-169.

LOTFI, A. (2008). Durabilité écologique des paysages agricoles et production de bois, bocage et néobocage, Rennes 1: 203.

LOTFI, A., A. JAVELLE, J. BAUDRY AND F. BUREL (2010). "Interdisciplinary Analysis of Hedgerow Network Landscapes' Sustainability." Landscape Research 35(4): 415-426.

MACALISTER, C. AND M. MAHAXAY (2009). "Mapping wetlands in the Lower Mekong Basin for wetland resource and conservation management using Landsat ETM images and field survey data." Journal of Environmental Management 90(7): 2130-2137.

MALTBY, E. (2009). The wetlands handbook. Oxford, Wiley-Blackwell.

MALTBY, E. AND T. BARKER (2009). The Wetlands Handbook, 2 Volume Set, John Wiley & Sons.

MALTBY, E., U. DIGBY AND C. BAKER (2005). The functional assessment of wetland ecosystems. Boca Raton, Fla.; London, CRC ; Taylor & Francis [distributor].

MARECHAL, C., E. POTTIER, L. HUBERT-MOY AND S. RAPINEL (2012). "One year wetland survey investigations from quad-pol RADARSAT-2 time-series SAR images." Canadian Journal of Remote Sensing 38(3): 240-252.

MARECHAL, C., E. POTTIER, S. ALLAIN-BAILHACHE, S. MERIC, L. HUBERT-MOY AND S. CORGNE (2011). Mapping dynamic wetland processes with a one year RADARSAT-2 quad pol time-series. Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2011 IEEE International.

MARION, B., A. BONIS AND J.-B. BOUZILLÉ (2010). "How Much does Grazing-Induced Heterogeneity Impact Plant Diversity in Wet Grasslands?" Ecoscience 17(3): 229-239.

MARTEAU, P. F. (2009). "Time Warp Edit Distance with Stiffness Adjustment for Time Series Matching." IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence 31(2): 306-318.

MARTINEZ, J.-M. AND T. LE TOAN (2007). "Mapping of flood dynamics and spatial distribution of vegetation in the Amazon floodplain using multitemporal SAR data." Remote Sensing of Environment 108(3): 209-223.

MARTÍNEZ-LÓPEZ, J., M. F. CARREÑO, J. A. PALAZÓN-FERRANDO, J. MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ AND M. A. ESTEVE (2014). "Remote sensing of plant communities as a tool for assessing the condition of semiarid Mediterranean saline wetlands in agricultural

catchments." *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 26: 193-204.

MATSON, P. A., W. J. PARTON, A. G. POWER, ET M. J. SWIFT. 1997. « Agricultural Intensification and Ecosystem Properties ». *Science* 277 (5325): 504-9. doi:10.1126/science.277.5325.504.

MATTHEWS, E. AND I. FUNG (1987). "Methane emission from natural wetlands: Global distribution, area, and environmental characteristics of sources." *Global Biogeochemical Cycles* 1(1): 61-86.

MAUREMOOTO, J. R., S. D. WRATTEN, S. P. WORNER AND G. L. A. FRY (1995). "Permeability of hedgerows to predatory carabid beetles." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 52(2-3): 141-148.

MCCOLLIN, D., J. I. JACKSON, R. G. H. BUNCE, C. J. BARR AND R. STUART (2000). "Hedgerows as habitat for woodland plants." *Journal of Environmental Management* 60(1): 77-90.

MCFEETERS, S. K. (1996). "The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features." *International Journal of Remote Sensing* 17(7): 1425-1432.

MCNAIRN, H., C. CHAMPAGNE, J. SHANG, D. HOLMSTROM AND G. REICHERT (2009). "Integration of optical and Synthetic Aperture Radar (SAR) imagery for delivering operational annual crop inventories." *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 64(5): 434-449.

MCNAIRN, H., C. CHAMPAGNE, J. SHANG, D. HOLMSTROM AND G. REICHERT (2009). "Integration of optical and Synthetic Aperture Radar (SAR) imagery for delivering operational annual crop inventories." *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 64(5): 434-449.

MEN, X., F. GE, E. YARDIM AND M. PARAJULEE (2004). "Evaluation of winter wheat as a potential relay crop for enhancing biological control of cotton aphids." *BioControl* 49(6): 701-714.

MEROT, P., C. GASCUEL-ODOUX, D. DELAHAYE, P. LE GOUEE, C. GRIMALDI AND G. GRUAU (2010). Impact du Changement Climatique sur la qualité des eaux dans les hydrosystèmes sous influence agricole: questions de recherche. XXIII ème Colloque de l'Association Internationale de Climatologie.

MERRIAM, G. AND A. LANOUE (1990). "Corridor use by small mammals: field measurement for three experimental types of *Peromyscus leucopus*." *Landscape Ecology* 4(2-3): 123-131.

MERTIKAS, P., AND M. E. ZERVAKIS. 2001. « Exemplifying the theory of evidence in remote sensing image classification ». *International Journal of Remote Sensing* 22 (6): 1081-95. doi:10.1080/01431160118597.

MEYNIER, A. (1970). *Les paysages agraires*, Paris-Armand Colin-1970.

MICHEL, N., F. BUREL, P. LEGENDRE AND A. BUTET (2007). "Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France." *Landscape Ecology* 22(8): 1241-1253.

MILNE, A. K. AND I. J. TAPLEY (2010). Wetland monitoring of flood extent, inundation patterns and vegetation, Mekong River Basin, South-east Asia and the Murray-Darling Basin, Australia. ALOS Kyoto & Carbon Initiative, Science Team Reports, Phase 1, 2006-2008. Japan, ALOS Kyoto & Carbon Initiative, Science Team Reports, Phase 1, 2006-2008, Japanese Aerospace Exploration Agency.

MING, D., J. LUO, Z. SHEN AND J. LI (2005). "Features based parcel unit extraction from High Resolution image." *IEEE Transactions on Geoscienc and Remote Sensing* 23(1): 1875-1878.

MITSCH, W. J. AND J. G. GOSSELINK (2007). *Wetlands*, 4th edition. Oxford, Wiley.

MOESLUND, J. E., L. ARGE, P. K. BØCHER, B. NYGAARD AND J.-C. SVENNING (2011). "Geographically Comprehensive Assessment of Salt-Meadow Vegetation-Elevation Relations Using LiDAR." *Wetlands* 31(3): 471-482.

MORAN, M. S., Y. INOUE AND E. M. BARNES (1997). "Opportunities and limitations for image-based remote sensing in precision crop management." *Remote Sensing of Environment* 61(3): 319-346.

MUCHONEY, D., J. BORAK, H. CHI, M. FRIEDL, S. GOPAL, J. HODGES, N. MORROW AND A. STRAHLER (2000). "Application of the MODIS global supervised classification model to vegetation and land cover mapping of Central America." *International Journal of Remote Sensing* 21(6-7): 1115-1138.

MULDER, V. L., S. DE BRUIN, M. E. SCHAEPMAN AND T. R. MAYR (2011). "The use of remote sensing in soil and terrain mapping — A review." *Geoderma* 162(1–2): 1-19.

MÜLLER, J. AND R. BRANDL (2009). "Assessing biodiversity by remote sensing in mountainous terrain: the potential of LiDAR to predict forest beetle assemblages." *Journal of Applied Ecology* 46(4): 897-905.

MÜLLER, J., J. STADLER AND R. BRANDL (2010). "Composition versus physiognomy of vegetation as predictors of bird assemblages: The role of lidar." *Remote Sensing of Environment* 114(3): 490-495.

MURAKAMI, T., S. OGAWA, N. ISHITSUKA, K. KUMAGAI AND G. SAITO (2001). "Crop discrimination with multitemporal SPOT/HRV data in the Saga Plains, Japan." *International Journal of Remote Sensing* 22(7): 1335-1348.

MURDOCH, P. S., J. S. BARON AND T. L. MILLER (2000). "Potential Effects of Climate Change on Surface-Water Quality in North America1." *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 36(2): 347-366.

- NAIDOO, R., A. BALMFORD, R. COSTANZA, B. FISHER, R. E. GREEN, B. LEHNER, T. R. MALCOLM, ET T. H. RICKETTS. 2008. « Global Mapping of Ecosystem Services and Conservation Priorities ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (28): 9495-9500. doi:10.1073/pnas.0707823105.
- NARENDRA, P. M. AND K. FUKUNAGA (1977). "A Branch and Bound Algorithm for Feature Subset Selection." *IEEE Transactions on Computers* C-26(9): 917-922.
- NELSON, E, G. MENDOZA, J. REGETZ, S. POLASKY, H. TALLIS, D. CAMERON, K. MA CHAN, 2009. « Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (1): 4-11. doi:10.1890/080023.
- NGUYEN, T T HA, C. A. J. M. DE BIE, A ALI, E. M. A. SMALING, ET T H CHU. 2012. « Mapping the irrigated rice cropping patterns of the Mekong delta, Vietnam, through hyper-temporal SPOT NDVI image analysis ». *International Journal of Remote Sensing* 33 (2): 415-34. doi:10.1080/01431161.2010.532826.
- NOSS, R. F. (1987). "Corridors in Real Landscapes: A Reply to Simberloff and Cox." *Conservation Biology* 1(2): 159-164.
- NOSS, R. F. (1993). *Wildlife Corridors*. In: Smith, D.S., Hellmund, P.C. (Eds). *Ecology of Greenways*. Minnea polis.
- O'BRIEN, D., M. MANSEAU, A. FALL AND M.-J. FORTIN (2006). "Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory." *Biological Conservation* 130(1): 70-83.
- O'GRADY, D., M. LEBLANC AND A. BASS (2014). "The use of radar satellite data from multiple incidence angles improves surface water mapping." *Remote Sensing of Environment* 140: 652-664.
- OPDAM, P., E. STEINGRÖVER AND S. V. ROOIJ (2006). "Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes." *Landscape and Urban Planning* 75(3-4): 322-332.
- OPDAM, P., E. STEINGRÖVER AND S. V. ROOIJ (2006). "Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes." *Landscape and Urban Planning* 75(3-4): 322-332.
- OUIIN, A., S. AVIRON, J. DOVER AND F. BUREL (2004). "Complementation/supplementation of resources for butterflies in agricultural landscapes." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103(3): 473-479.
- OUIIN, A., J.-P. SARTHOU, B. BOUYJOU, M. DECONCHAT, J.-P. LACOMBE AND C. MONTEIL (2006). "The species-area relationship in the hoverfly (Diptera, Syrphidae) communities of forest fragments in southern France." *Ecography* 29(2): 183-190.
- OZESMI, S. L. AND M. E. BAUER (2002). "Wetland Ecology and management." *Wetland Ecology and management* 10: 381-402.

- PADOA-SCHIOPPA, E., M. BAIETTO, R. MASSA AND L. BOTTONI (2006). "Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes." *Ecological Indicators* 6(1): 83-93.
- PARMUCHI, M. G., H. KARSZENBAUM AND P. KANDUS (2002). "Mapping wetlands using multi-temporal RADARSAT-1 data and a decision-based classifier." *Canadian Journal of Remote Sensing* 28(2): 175-186.
- PASCUAL-HORTAL, L. AND S. SAURA (2006). "Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation." *Landscape Ecology* 21(7): 959-967.
- PEARSON, D. L. (1994). "Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity." *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 345(1311): 75-79.
- PETIT, S. AND F. BUREL (1998). "Connectivity in fragmented populations: *Abax parallelepipedus* in a hedgerow network landscape." *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 321(1): 55-61.
- PETTORELLI, N., J. O. VIK, A. MYSTERUD, J.-M. GAILLARD, C. J. TUCKER AND N. C. STENSETH (2005). "Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change." *Trends in Ecology & Evolution* 20(9): 503-510.
- PETTORELLI, N., W. F. LAURANCE, T. G. O'BRIEN, M. WEGMANN, H. NAGENDRA AND W. TURNER (2014). "Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges." *Journal of Applied Ecology*: n/a-n/a.
- POLIDORI, L. (1997). *Cartographie radar*. Amsterdam, Macmillan Education Australia.
- PONCOS, V., D. TELEAGA, C. BONDAR AND G. OAIE (2013). "A new insight on the water level dynamics of the Danube Delta using a high spatial density of SAR measurements." *Journal of Hydrology* 482: 79-91.
- PONTIUS, R. G. (2000). "Quantification error versus location error in comparison of categorical maps." *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 66(8): 1011-1016.
- POPE, K. O., J. M. REY-BENAYAS AND J. F. PARIS (1994). "Radar remote sensing of forest and wetland ecosystems in the Central American tropics." *Remote Sensing of Environment* 48(2): 205-219.
- POPESCU, S. C. AND K. ZHAO (2008). "A voxel-based lidar method for estimating crown base height for deciduous and pine trees." *Remote Sensing of Environment* 112(3): 767-781.
- POTTIER, E. AND L. FERRO-FAMIL (2012). *PolSARPro V5.0: An ESA educational toolbox used for self-education in the field of POLSAR and POL-INSAR data analysis*. Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2012 IEEE International.
- POTTS, J. M. AND J. ELITH (2006). "Comparing species abundance models." *Ecological Modelling* 199(2): 153-163.

POULIN, M., D. CAREAU, L. ROCHEFORT AND A. DESROCHERS (2002). "From satellite imagery to peatland vegetation diversity: how reliable are habitat maps?" *Conservation Ecology* 6(2).

PROCHEŞ, Ş. (2005). "The world's biogeographical regions: cluster analyses based on bat distributions." *Journal of Biogeography* 32(4): 607-614.

Project DIVA 3 - AGRICONNECT (Continuités écologiques dans les paysages agricoles) funded by the Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (France)

PU, R. (2009). "Broadleaf species recognition with in situ hyperspectral data." *International Journal of Remote Sensing* 30(11): 2759-2779.

PUECH, C., S. POGGI, J. BAUDRY AND S. AVIRON "Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale?" *Landscape ecology*. (in press)

PYWELL, R. F., K. L. JAMES, W. R. MEEK, C. CARWELL, D. BELL AND T. H. SPARKS (2005). "Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland." *Biological Conservation* 123(1): 79-90.

QUIBLIER, S. (2007). Les éléments de la recherche scientifiques mobilisables pour la mise en œuvre des corridors écologiques; Choix des espèces cibles et identification des connaissances nécessaires. France, Fédération Nationale des Parcs Naturels.

R.K, T. (1992). "Defaillances des politiques dans la gestion des zones humides."

RAND, T. A., J. M. TYLIANAKIS AND T. TSCHARNTKE (2006). "Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats." *Ecology Letters* 9(5): 603-614.

RANGO, A. AND V. V. SALOMONSON (1973). Repetitive ERTS-1 observations of surface water variability along rivers and low-lying areas. *Amer. Wat. Resour. Assoc. Proc.*, 17.

RAPINEL, S. (2012). Contribution de la télédétection à l'évaluation des fonctions des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective, Rennes 2: 384.

RAPINEL, S., B. CLÉMENT, S. MAGNANON, V. SELLIN AND L. HUBERT-MOY (2014). "Identification and mapping of natural vegetation on a coastal site using a Worldview-2 satellite image." *Journal of Environmental Management* 144: 236-246.

RAYFIELD, B., M.-J. FORTIN AND A. FALL (2010). "The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values." *Landscape Ecology* 25(4): 519-532.

RÉFRÉGIER, P. AND J. MORIO (2006). "Shannon entropy of partially polarized and partially coherent light with Gaussian fluctuations." *Journal of the Optical Society of America A* 23(12): 3036-3044.

RENÖFÄLT, B. M., R. JANSSON AND C. NILSSON (2005). "Spatial patterns of plant invasiveness in a riparian corridor." *Landscape Ecology* 20(2): 165-176.

RICKETTS, T. H. (2001). "The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented

Landscapes." *The American Naturalist* 158(1): 87-99.

RIEDEL, T., C. THIEL, ET C. SCHMULLIUS. 2008. « Fusion of multispectral optical and SAR images towards operational land cover mapping in Central Europe ». In *Object-Based Image Analysis*, édité par Thomas Blaschke, Stefan Lang, et Geoffrey J. Hay, 493-511. *Lecture Notes in Geoinformation and Cartography*. Springer Berlin Heidelberg. http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-77058-9_27.

ROSENQVIST, Å., B. R. FORSBERG, T. PIMENTEL, Y. A. RAUSTE AND J. E. RICHEY (2002). "The use of spaceborne radar data to model inundation patterns and trace gas emissions in the central Amazon floodplain." *International Journal of Remote Sensing* 23(7): 1303-1328.

ROTH, A., M. EINEDER AND B. SCHÄTTLER (2003). *TerraSAR-X: A New Perspective for Applications Requiring High Resolution Spaceborne SAR Data*. Proceedings of the Joint ISPRS 6 EarSel Workshop on High Resolution Mapping from Space 2003.

SADER, S. A., D. J. HAYES, D. E. IRWIN AND S. S. SAATCHI (2001). Preliminary forest cover estimates for Central America (1990s) with reference to the proposed Mesoamerican Biological Corridor. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing (ASPRS) Annual Meeting.

SAURA, S. AND L. RUBIO (2010). "A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape." *Ecography* 33(3): 523-537.

SAURA, S., C. ESTREGUIL, C. MOUTON AND M. RODRÍGUEZ-FREIRE (2011). "Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000)." *Ecological Indicators* 11(2): 407-416.

SAURA, S., AND PASCUAL-HORTAL, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83(2), 91-103.

SAWTSCHUK, J. AND F. BIORET (2012). "Analyse diachronique de la dynamique spatiale de la végétation de l'estuaire de la Loire." *Photo interprétation* 48(3): 15-28.

SCHMIDTLEIN, S., P. ZIMMERMANN, R. SCHÜPFERLING AND C. WEIß (2007). "Mapping the floristic continuum: Ordination space position estimated from imaging spectroscopy." *Journal of Vegetation Science* 18(1): 131-140.

SCHMITT, A., T. LEICHTLE, M. HUBER AND A. ROTH (2012). "On the use of dual-co-polarizes TerraSAR-X data for wetland monitoring." *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences XXXIX-B7*: 341-344.

SCHOOLEY, R. L. AND L. C. BRANCH (2011). "Habitat quality of source patches and connectivity in fragmented landscapes." *Biodiversity and Conservation* 20(8): 1611-1623.

SCHOTTEN, C. G. J., W. W. L. VAN ROOY AND L. L. F. JANSSEN (1995). "Assessment of the capabilities of multi-temporal ERS-1 SAR data to discriminate between agricultural

crops." *International Journal of Remote Sensing* 16(14): 2619-2637.

SCHUSTER, C., I. ALI, P. LOHMANN, A. FRICK, M. FÖRSTER AND B. KLEINSCHMIT (2011). "Towards Detecting Swath Events in TerraSAR-X Time Series to Establish NATURA 2000 Grassland Habitat Swath Management as Monitoring Parameter." *Remote Sensing* 3(7): 1308-1322.

SHANG, J., H. MCNAIRN, B. DESCHAMPS, ET X. JIAO. 2011. « In-season crop inventory using multi-angle and multi-pass RADARSAT-2 SAR data over the Canadian prairies ». In , 8156:815604-815604 - 10. doi:10.1117/12.894211.

SHAFER, G. (1976). *A mathematical theory of evidence*. Princeton.

SHEEREN, D., N. BASTIN, A. OUIN, S. LADET, G. BALENT AND J. P. LACOMBE (2009). "Discriminating small wooded elements in rural landscape from aerial photography: a hybrid pixel/object-based analysis approach." *International Journal of Remote Sensing* 30(19): 4979-4990.

SHINDELL, D. T., G. FALUVEGI, N. BELL AND G. A. SCHMIDT (2005). "An emissions-based view of climate forcing by methane and tropospheric ozone." *Geophysical Research Letters* 32(4): n/a-n/a.

SILVA, T. S. F., M. P. F. COSTA, J. M. MELACK AND E. M. L. M. NOVO (2008). "Remote sensing of aquatic vegetation: theory and applications." *Environmental Monitoring and Assessment* 140(1-3): 131-145.

SIMBERLOFF, D. AND J. COX (1987). "Consequences and costs of conservation corridors." *Conservation Biology* 1: 63-71.

SIMBERLOFF, D., J. A. FARR, J. COX AND D. W. MEHLMAN (1992). "Movement corridors: conservation bargains or poor investments?" *Conservation Biology* 6(4): 493-504.

SMITH, L. C. (1997). "Satellite remote sensing of river inundation area, stage, and discharge: a review." *Hydrological Processes* 11(10): 1427-1439.

SOTHERTON, N. W. (1984). "The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland." *Annals of Applied Biology* 105(3): 423-429.

STACH, N., C. BARNERIAS AND A. DOMMANGET (2006). Hedges and tree rows detection with eCognition for the use of the French national forest inventory. 1st International Conference on Object-Based Image Analysis.

ST-LOUIS, V., A. M. PIDGEON, M. K. CLAYTON, B. A. LOCKE, D. BASH AND V. C. RADELOFF (2009). "Satellite image texture and a vegetation index predict avian biodiversity in the Chihuahuan Desert of New Mexico." *Ecography* 32(3): 468-480.

SUGIURA (1978). "Further analysis of the data by akaike's information criterion and the finite corrections." *Communications in Statistics, Theory and methods* A7: 13-26.

TAKADA, M., Y. MISHIMA AND S. NATSUME (2009). "Estimation of surface soil

properties in peatland using ALOS/PALSAR." *Landscape and Ecological Engineering* 5(1): 45-58.

TANRÉ, D., C. DEROO, P. DUHAUT, M. HERMAN, J. J. MORCLETTE, J. PERBOS AND P. Y. DESCHAMPS (1990). "Technical note Description of a computer code to simulate the satellite signal in the solar spectrum: the 5S code." *International Journal of Remote Sensing* 11(4): 659-668.

TANSEY, K., I. CHAMBERS, A. ANSTEE, A. DENNISS AND A. LAMB (2009). "Object-oriented classification of very high resolution airborne imagery for the extraction of hedgerows and field margin cover in agricultural areas." *Applied Geography* 29(2): 145-157.

TAYLOR, P. D., L. FAHRIG, K. HENEIN AND G. MERRIAM (1993). "Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure." *Oikos* 68(3).

THENAIL, C. (2002). "Relationships between farm characteristics and the variation of the density of hedgerows at the level of a micro-region of bocage landscape. Study case in Brittany, France." *Agricultural Systems* 71(3): 207-230.

THIELE, H. U. (1977). "Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptation in physiology and behaviour." xvii+ 369 pp.

THOMAS, J. R., B. MIDDLETON AND D. J. GIBSON (2006). "A Landscape Perspective of the Stream Corridor Invasion and Habitat Characteristics of an Exotic (*Dioscorea oppositifolia*) in a Pristine Watershed in Illinois." *Biological Invasions* 8(5): 1103-1113.

THORNTON, M. W., P. M. ATKINSON AND D. A. HOLLAND (2007). "A linearised pixel-swapping method for mapping rural linear land cover features from fine spatial resolution remotely sensed imagery." *Computers & Geosciences* 33(10): 1261-1272.

TILMAN, D, P B. REICH, J KNOPS, D WEDIN, T MIELKE, ET C LEHMAN. 2001. « Diversity and Productivity in a Long-Term Grassland Experiment ». *Science* 294 (5543): 843-45. doi:10.1126/science.1060391.

TISCHENDORF, L., U. IRMLER AND R. HINGST (1998). "A simulation experiment on the potential of hedgerows as movement corridors for forest carabids." *Ecological Modelling* 106(2-3): 107-118.

TORITA, H. AND H. SATOU (2007). "Relationship between shelterbelt structure and mean wind reduction." *Agricultural and Forest Meteorology* 145(3-4): 186-194.

TOUZI, R., S. GOZE, T. LE TOAN, A. LOPES, ET E. MOUGIN. 1992. « Polarimetric discriminators for SAR images ». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 30 (5): 973-80. doi:10.1109/36.175332.

TOUZI, R. (2006). Wetland Characterization using Polarimetric RADARSAT-2 Capability. *IEEE International Conference on Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2006. IGARSS 2006.*

TOUZI, R., W. M. BOERNER, J. S. LEE AND E. LUENEBURG (2004). "A review of polarimetry in the context of synthetic aperture radar: concepts and information extraction."

Canadian Journal of Remote Sensing 30(3): 380-407.

TOWNSEND, P. A. (2001). "Mapping seasonal flooding in forested wetlands using multi-temporal Radarsat SAR." Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 67(7): 857-864.

TÖYRÄ, J. AND A. PIETRONIRO (2005). "Towards operational monitoring of a northern wetland using geomatics-based techniques." Remote Sensing of Environment 97(2): 174-191.

TÖYRÄ, J., A. PIETRONIRO AND L. W. MARTZ (2001). "Multisensor Hydrologic Assessment of a Freshwater Wetland." Remote Sensing of Environment 75(2): 162-173.

TÖYRÄ, J., A. PIETRONIRO, C. HOPKINSON AND W. KALBFLEISCH (2003). "Assessment of airborne scanning laser altimetry (lidar) in a deltaic wetland environment." Canadian Journal of Remote Sensing 29(6): 718-728.

TREUHAFT, R. N. AND P. R. SIQUEIRA (2000). "Vertical structure of vegetated land surfaces from interferometric and polarimetric radar." Radio Science 35(1): 141-177.

TUCKER, C. J. (1979). "Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation." Remote Sensing of Environment 8(2): 127-150.

TURKER, M., ET M. ARIKAN. 2005. « Sequential masking classification of multi-temporal Landsat7 ETM+ images for field-based crop mapping in Karacabey, Turkey ». International Journal of Remote Sensing 26 (17): 3813-30. doi:10.1080/01431160500166391.

TURNER, R. K. (1992). Défaillances des politiques dans la gestion des zones humides.

TURNER, M. G. AND D. J. BOGUCKI (1987). Landscape heterogeneity and disturbance, Springer-Verlag.

TURNER, W., S. SPECTOR, N. GARDINER, M. FLADELAND, E. STERLING AND M. STEININGER (2003). "Remote sensing for biodiversity science and conservation." Trends in Ecology & Evolution 18(6): 306-314.

ULABY, F. T. (1990). Radar polarimetry for geoscience applications, Artech House.

UPADHYAY, P., A. KUMAR, P. S. ROY, S. K. GHOSH AND I. GILBERT (2012). "Effect on specific crop mapping using WorldView-2 multispectral add-on bands: soft classification approach." Journal of Applied Remote Sensing 6(1): 063524-063521.

URBAN, D. AND T. KEITT (2001). "Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective." Ecology 82(5): 1205-1218.

VANNIER, C. (2011). Observation et modélisation spatiale de pratiques agricoles territorialisées à partir de données de télédétection : application au paysage bocager, Rennes 2: 311.

VANNIER, C. AND L. HUBERT-MOY "Multiscale comparison of remote sensing data for linear woody vegetation mapping." International Journal of Remote Sensing and Remote Sensing Letters. In press.

VANNIER, C. AND L. HUBERT-MOY (2010). Wooded hedgerows characterization in rural landscape using very high spatial resolution satellite images. Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2010 IEEE International.

VANNIER, C., C. VASSEUR, L. HUBERT-MOY AND J. BAUDRY (2011). "Multiscale ecological assessment of remote sensing images." *Landscape Ecology* 26(8): 1053-1069.

VASSEUR, C., A. JOANNON, S. AVIRON, F. BUREL, J. M. MEYNARD AND J. BAUDRY (2013). "The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations?" *Agriculture, Ecosystems & Environment* 166: 3-14.

VÉGA, C. AND S. DURRIEU (2011). "Multi-level filtering segmentation to measure individual tree parameters based on Lidar data: Application to a mountainous forest with heterogeneous stands." *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 13(4): 646-656.

VELLEND, M., K. VERHEYEN, H. JACQUEMYN, A. KOLB, H. VAN CALSTER, G. PETERKEN AND M. HERMY (2006). "Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation." *Ecology* 87(3): 542-548.

VERGER, F. AND P. GEORGES (2009). *Dictionnaire de la géographie*. Paris, Presses Universitaires de France - PUF.

VERMOTE, E.F., D. TANRE, J.-L. DEUZE, M. HERMAN, ET J.-J. MORCETTE. 1997. « Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: an overview ». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 35 (3): 675-86. doi:10.1109/36.581987.

VISCONTI, P. AND C. ELKIN (2009). "Using connectivity metrics in conservation planning – when does habitat quality matter?" *Diversity and Distributions* 15(4): 602-612.

VOGT, P., K. H. RIITTERS, M. IWANOWSKI, C. ESTREGUIL, J. KOZAK AND P. SOILLE (2007). "Mapping landscape corridors." *Ecological Indicators* 7(2): 481-488.

VUILLEUMIER, S. AND R. PRÉLAZ-DROUX (2002). "Map of ecological networks for landscape planning." *Landscape and Urban Planning* 58(2-4): 157-170.

WEISS, M. AND F. BARET (2010). CAN-EYE V6.1 User Manual. EMMAH, INRA.

WEISS, M., F. BARET, G. J. SMITH, I. JONCKHEERE AND P. COPPIN (2004). "Review of methods for in situ leaf area index (LAI) determination: Part II. Estimation of LAI, errors and sampling." *Agricultural and Forest Meteorology* 121(1-2): 37-53.

WIENS, J. A., N. C. STENSETH, B. V. HORNE AND R. A. IMS (1993). "Ecological Mechanisms and Landscape Ecology." *Oikos* 66(3).

WILCOX, B. A. AND D. D. MURPHY (1985). "Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction." *American Naturalist*(125): 879-887.

WISEMAN, G., J. KORT AND D. WALKER (2009). "Quantification of shelterbelt

characteristics using high-resolution imagery." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 131(1–2): 111-117.

XU, H. (2006). "Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery." *International Journal of Remote Sensing* 27(14): 3025-3033.

YAGER, R. R., J. KACPRZYK AND M. FEDRIZZI (1994). *Advances in the Dempster-Shafer Theory of Evidence*. New York, John Wiley & Sons.

YANG, C., J. H. EVERITT AND D. MURDEN (2011). "Evaluating high resolution SPOT 5 satellite imagery for crop identification." *Computers and Electronics in Agriculture* 75(2): 347-354.

YU, J., Y. HUANG AND X. FENG (2001). "Study on water bodies extraction and classification from SPOT image." *Journal of Remote Sensing* 5: 214-219.

ZEDLER, J. (2005). "Ecological restoration: guidance from theory." *San Francisco Estuary and Watershed Science* 3(2).

ZHANG, T. (2001). "An Introduction to Support Vector Machines and Other Kernel-Based Learning Methods." *AI Magazine* 22(2).

ANNEXES

ANNEXE A. Matrice de corrélation des métriques paysagères dérivées de la photographie aérienne (A-P), SPOT-5 et TerraSAR-X (TSX) à plusieurs échelles utilisées dans les différents modèles. Valeurs des coefficients de détermination (r^2). HD = densité de haies; LG = grain du paysage, CS = structure de la canopée

	Aerial Photograph					
	HD A-P (150 m)	HD A-P (250 m)	HD A-P (350 m)	LG A-P (150 m)	LG A-P (250 m)	LG A-P (350 m)
HD A-P (150 m)	1	0.65	0.65	0.25	0.3	0.3
HD A-P (250 m)		1	0.65	0.3	0.4	0.45
HD A-P (350 m)			1	0.3	0.4	0.5
LG A-P (150 m)				1	0.6	0.45
LG A-P (250 m)					1	0.6
LG A-P (350 m)						1
	SPOT-5					
	HD SPOT-5 (150 m)	HD SPOT-5 (250 m)	HD SPOT-5 (350 m)	LG SPOT-5 (150 m)	LG SPOT-5 (250 m)	LG SPOT-5 (350 m)
HD SPOT-5 (150 m)	1	0.65	0.6	0.4	0.5	0.3
HD SPOT-5 (250 m)		1	0.6	0.3	0.4	0.4
HD SPOT-5 (350 m)			1	0.3	0.4	0.45
LG SPOT-5 (150 m)				1	0.6	0.4
LG SPOT-5 (250 m)					1	0.6
LG SPOT-5 (350 m)						1

	TerraSAR-X										
	HD TSX (150 m)	HD TSX (250 m)	HD TSX (350 m)	LG TSX (150 m)	LG TSX (250 m)	LG TSX (350 m)	CS TSX (15 m)	CS TSX (50 m)	CS TSX (150 m)	CS TSX (250 m)	CS TSX (350 m)
HD TSX (150 m)	1	0.65	0.6	NS	NS	NS	NS	0.3	0.4	0.4	0.35
HD TSX (250 m)		1	0.6	0.4	0.3	0.3	NS	0.3	0.4	0.5	0.45
HD TSX (350 m)			1	NS	NS	NS	NS	0.3	0.5	0.5	0.5
LG TSX (150 m)				1	0.5	0.3	NS	NS	NS	NS	NS
LG TSX (250 m)					1	0.6	NS	NS	NS	NS	NS
LG TSX (350 m)						1	NS	NS	NS	NS	NS
CS TSX (15 m)							1	NS	NS	NS	NS
CS TSX (50 m)								1	0.4	0.3	0.4
CS TSX (150 m)									1	0.6	.0.5
CS TSX (250 m)										1	0.65
CS TSX (350 m)											1

ANNEXE B. Matrice de corrélation entre les métriques paysagères dérivées des photographies aériennes (A-P), SPOT et TerraSAR-X à plusieurs échelles. Valeurs des coefficients de détermination (r^2).

R^2	Scale =150 m					
	HD A-P	HD SPOT-5	HD TSX	LG A-P	LG SPOT-5	LG TSX
HD 150 m A-P	1	0.55	0.52			
HD 150 m SPOT-5		1	0.8			
LG 150 m Ortho				1	0.8	0.6
LG 150 m SPOT-5					1	0.67
	Scale =250 m					
	HD A-P	HD SPOT-5	HD TSX	LG A-P	LG SPOT-5	LG TSX
HD 250 m A-P	1	0.73	0.69			
HD 250 m SPOT-5		1	0.95			
LG 250 m A-P				1	0.5	0.55
LG 250 m SPOT-5					1	0.6
	Scale =350 m					
	HD A-P	HD SPOT-5	HD TSX	LG A-P	LG SPOT-5	LG TSX
HD 350 m A-P	1	0.55	0.50			
HD 350 m SPOT-5		1	0.90			
LG 350 m A-P				1	0.45	0.4
LG 350 m SPOT-5					1	0.6

ANNEXE C. Meilleurs modèles établissant les relations entre l'abondance des carabes forestiers et les métriques dérivées de TerraSAR-X; des photographies aériennes (A-P) et de l'image SPOT-5. Les meilleurs modèles ont été sélectionnés en utilisant le critère de sélection AICc ainsi que le r^2 -ajusté. HD = densité de haies; LG = grain du paysage, CS = structure de la canopée

	HD TSX (150 m)	HD TSX (250 m)	HD TSX (350 m)	LG TSX (150 m)	LG TSX (250 m)	LG TSX (350 m)	FD	CS TSX (15 m)	CS TSX (50 m)	CS TSX (150 m)	CS TSX (250 m)	CS TSX (350 m)	AICc	r-adjusted
Abundance							X	X			X		91	0.81
Abundance					X		X	X			X		93.4	0.79
Abundance							X	X	X		X		93.6	0.78
Abundance							X	X	X	X			93.7	0.76
Abundance				X			X	X			X		93.7	0.76
Abundance						X	X	X			X		93.9	0.78
Abundance	X						X	X			X		94.0	0.78
Abundance		X					X	X			X		94.1	0.78
Abundance			X				X	X			X		94.1	0.78
Abundance				X		X	X	X			X		94.9	0.79

	HD A-P (150 m)	HD A-P (250 m)	HD A-P (350 m)	LG A-P (150 m)	LG A-P (250 m)	LG A-P (350 m)	FD	AICc	r-adjusted
Abundance		X					X	116.2	0.56
Abundance		X	X				X	118.1	0.55
Abundance		X			X		X	118.2	0.55
Abundance		X					X	118.5	0.54
Abundance		X		X			X	118.6	0.54
Abundance		X				X	X	118.7	0.55
Abundance		X			X	X	X	120.1	0.55

ANNEXE D

Remote Sens. **2014**, *6*, 3752–3769; doi:10.3390/rs6053752

OPEN ACCESS

remote sensing

ISSN 2072-4292

www.mdpi.com/journal/remotesensing

Article

Detection and Characterization of Hedgerows Using TerraSAR-X Imagery

Julie Betbeder ^{1,*}, Jean Nabucet ¹, Eric Pottier ², Jacques Baudry ³, Samuel Corgne ¹
and Laurence Hubert-Moy ¹

¹ LETG Rennes COSTEL UMR 6554 LETG/OSUR, Université Rennes 2,
Place du recteur Henri Le Moal, Rennes Cedex 35043, France;
E-Mails: jean.nabucet@univ-rennes2.fr (J.N.); samuel.corgne@uhb.fr (S.C.);
laurence.moy@univ-rennes2.fr (L.H.-M.)

² IETR UMR CNRS 6164, Université de Rennes 1, Campus Beaulieu-bât 11D,
263, av du général Leclerc, CS 74205, Rennes Cedex 35042, France;
E-Mail: eric.pottier@univ-rennes1.fr

³ INRA SAD-PAYSAGE, 65, rue de St-Brieuc CS 84215, Rennes Cedex 35042, France;
E-Mail: jacques.baudry@rennes.inra.fr

* Author to whom correspondence should be addressed; E-Mail: julie.betbeder@univ-rennes2.fr;
Tel.: +33-2-9914-1847; Fax: +33-2-9914-1895.

Received: 7 February 2014; in revised form: 27 March 2014 / Accepted: 4 April 2014 /

Published: 28 April 2014

Abstract: Whilst most hedgerow functions depend upon hedgerow structure and hedgerow network patterns, in many ecological studies information on the fragmentation of hedgerows network and canopy structure is often retrieved in the field in small areas using accurate ground surveys and estimated over landscapes in a semi-quantitative manner. This paper explores the use of radar SAR imagery to (i) detect hedgerow networks; and (ii) describe the hedgerow canopy heterogeneity using TerraSAR-X imagery. The extraction of hedgerow networks was achieved using an object-oriented method using two polarimetric parameters: the Single Bounce and the Shannon Entropy derived from one TerraSAR-X image. The hedgerow canopy heterogeneity estimated from

field measurements was compared with two backscattering coefficients and three polarimetric parameters derived from the same image. The results show that the hedgerow network and its fragmentation can be identified with a very good accuracy (Kappa index: 0.92). This study also reveals the high correlation between one polarimetric parameter, the Shannon entropy, and the canopy fragmentation measured in the field. Therefore, VHRS radar images can both precisely detect the presence of wooded hedgerow networks and characterize their structure, which cannot be achieved with optical images.

Keywords: linear hedgerow network; canopy structure; Radar-SAR imagery; very high resolution; Shannon entropy index; object-oriented classification

1. Introduction

Hedgerows are important features in many landscapes of the world [1]. They are linear features composed of trees and/or shrubs of various species, managed by people as fences or for the provision of wood. Therefore, they have very different structures at tree and hedgerow scales in different landscapes [2]. They fulfill ecological, as well as cultural functions, such as control of soil erosion, microclimatic effects, landscape beautification, wood production, and water quality [3]. A dense hedgerow network plays a key role in habitat connectivity for some species and thus influences the degree of fragmentation of the landscape [4].

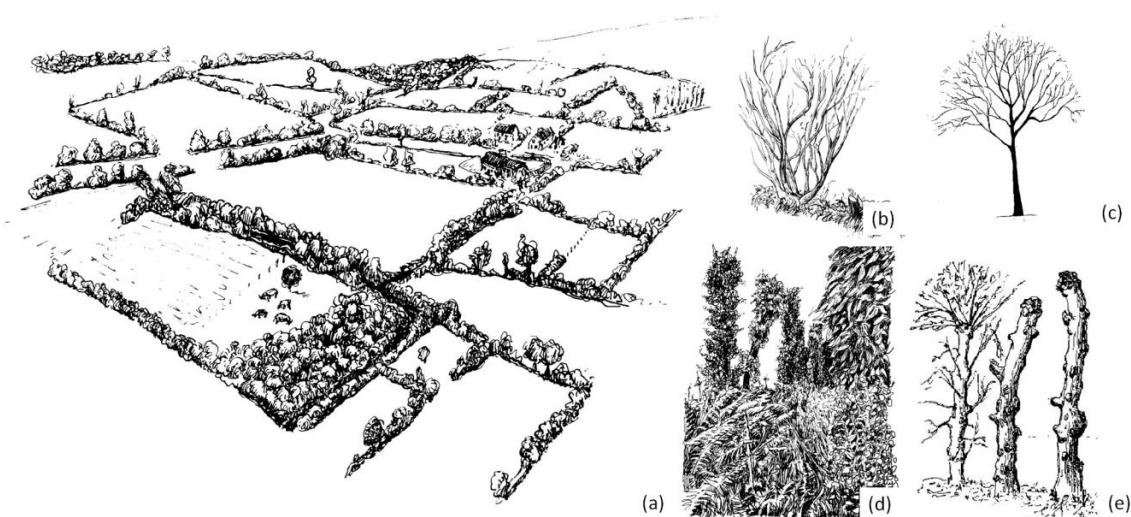
However, hedgerows have different structures according to their species composition, vegetation density and management regime. Most hedgerow functions depend upon hedgerow structure [5] and hedgerow network patterns. The windbreak function is one of the most analyzed with physical models based on a qualitative characterization of hedgerows. The windbreak effect is the most straightforward process to relate to hedgerow or shelterbelt structure. Torita and Satou (2007) [6] showed that the product of the width and the total area density (the projected area of leaf, branch and stem per unit ground area divided by the crown length) is a good predictor of the windbreak effect. Hedgerows also provide habitat and landscape connectivity for species. Hedgerows with dense tree and shrub layers harbor more forest dwelling species than hedgerows with scattered trees [7]. For Hinsley and Bellamy (2000) [8], “The two most important factors positively associated with species richness and abundance of breeding birds in hedgerows are hedge size (height/width/volume) and the presence/abundance of trees”. Thus, the linear fragmentation of hedgerow networks and canopy fragmentation (Figure 1) influence landscape properties such as landscape connectivity and the degree of landscape fragmentation.

In many ecological studies, information on the fragmentation of hedgerow networks and canopies is often retrieved in the field using accurate ground surveys [9]. Most of the time, hedgerow structure is only described for small areas from field measurements because this process is too time-consuming; hedgerow structure is estimated over landscapes in a semi-quantitative manner (e.g., [10]), which is approximate.

Nowadays, remotely sensed data offer a unique opportunity to map and characterize hedgerow networks at a landscape scale. Some studies conducted in different disciplines as geology [11] or medical imaging [12] aimed to develop methodologies to extract linear features. Though remote

sensing images are widely used to characterize landscapes [13], only a few articles address the detection and characterization of linear features. Regarding hedgerow network detection, most studies use aerial photograph interpretation for hedgerow mapping [14]. Accurate mapping of linear hedgerows can be problematic due to their small areal extent and fragmented nature [15]. Due to the appearance of very high spatial resolution (VHSR) sensors, remotely sensed data can now be used to automatically map hedgerows in agricultural landscapes [16–18]. Lausch and Herzog (2002) [19] suggested that the spatial resolution should be below 5 m to capture linear features in a landscape. Fauvel *et al.* (2012) [20] developed a method based on the waveform recognition theory applied to VHSR optical images to detect hedgerows as linear landscape elements composed of trees, distinct from forest patches. Deng *et al.* (2013) [21] conducted belt continuity recognition and determined that belt gaps less than 10 m were not reliably detected using SPOT 5 images. Although the resolution of VHSR allows for the extraction of small elements and this device does not depend on weather conditions, there is only one study, to our knowledge, that has evaluated radar images to extract the linear hedgerow network; Bargiel (2013) [22] used textural features computed from the images of the backscattering coefficients derived from a high resolution satellite radar image to detect semi-natural habitats including hedgerows. However, in this case, only the intensity of the backscattering signal was considered, whereas it could be interesting to consider polarimetric indicators which take into account the number and nature of backscattering mechanisms for hedgerow extraction.

Figure 1. Linear fragmentation of a hedgerow network (a) presenting different canopy structures; (b), (c), with (d) or without (e) underlaying and pruned (drawing by Y. Le Flem).



Although some studies have aimed at extracting hedgerows automatically, few studies address the issue of hedgerow characterization. Wiseman *et al.* (2009) [23] applied an object-oriented method to detect shelterbelt in a Canadian prairie, and studied the spectral features of the species composition of hedgerows using SPOT 5 imagery. Czerepowicz *et al.* (2012) [24] explained over 70% of the variance in aboveground shelterbelt biomass using spatial and spectral attributes extracted from Quickbird imagery. Until now, there have been no studies aimed at characterizing canopy fragmentation. Such a study could help to improve our knowledge of different hedgerow functions

such as ecological functions, considering hedgerows as a landscape connector for species dispersion. The hedgerow structure is difficult to describe using passive optical sensors. Although many models have been developed to describe canopy structure using VIS-NIR imagery, varied vegetation types such as grasses, shrubs, trees reflect similarly, especially when leaf-on, and some reflectance based indices saturate above LAI of about 4 [25]. Other remotely sensed data, such as SAR (Synthetic Aperture Radar) and LIDAR (Light Detection and Ranging) data, offer a new opportunity to characterize hedgerows in a whole landscape. Indeed, LIDAR remote sensing has the ability to acquire three dimensional measurements of a study site, at a fine scale, which is useful for estimating a variety of tree features (tree height, volume, biomass) [26–28]. However, LIDAR data are generally acquired in one shot because each data acquisition is very costly. Radar SAR data are easier to acquire and allow *a priori* to access to the inner structure of the hedgerows when the radar signal interacts with the tree structure. To our knowledge, radar images have not been evaluated to characterize canopy fragmentation. In this study, we therefore investigated whether the spatial resolution of VHRS radar data like TerraSAR-X images allows the canopy structure to be taken into consideration.

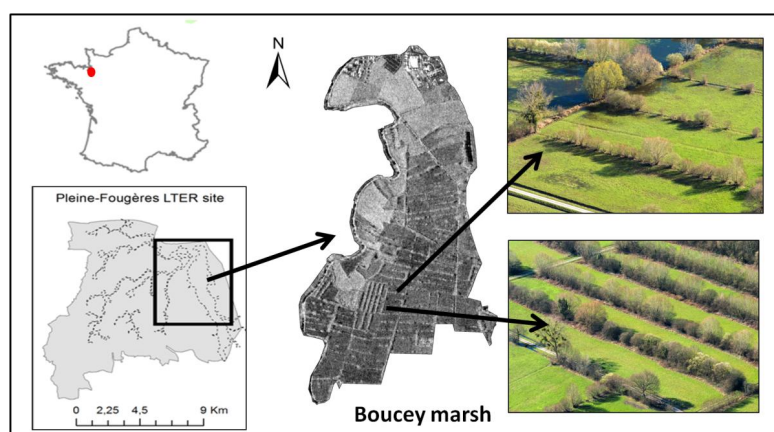
The aim of this study was to address the issue of evaluating VHRS radar SAR images to (i) detect hedgerows in order to characterize hedgerow networks; and (ii) characterize the canopy structure at the hedgerow scale.

2. Material and Methods

2.1. Study Site

The investigated area is a Long Term Ecological Research site named “Pleine Fougères” (130 km²), located on the southern part of the Bay of the Mont-Saint-Michel, France (<http://osur.univ-rennes1.fr/za-armorique/>) (Figure 2). It is referenced in the LTER-Europe (lterEurope.net) and the ILTER networks. This study focuses on the Sougeal marsh which is part of the Couesnon river floodplain. It is a flat area, mostly composed of agricultural plots intended for growing grassland and maize without wooded areas. Grazing and mowing are the two main grassland management practices. The agricultural plots are surrounded by a dense wooded hedgerow network. The hedgerows offer contrasted structures while being dominated by *Salix sp.*

Figure 2. Study site location and examples of two hedgerow structures.

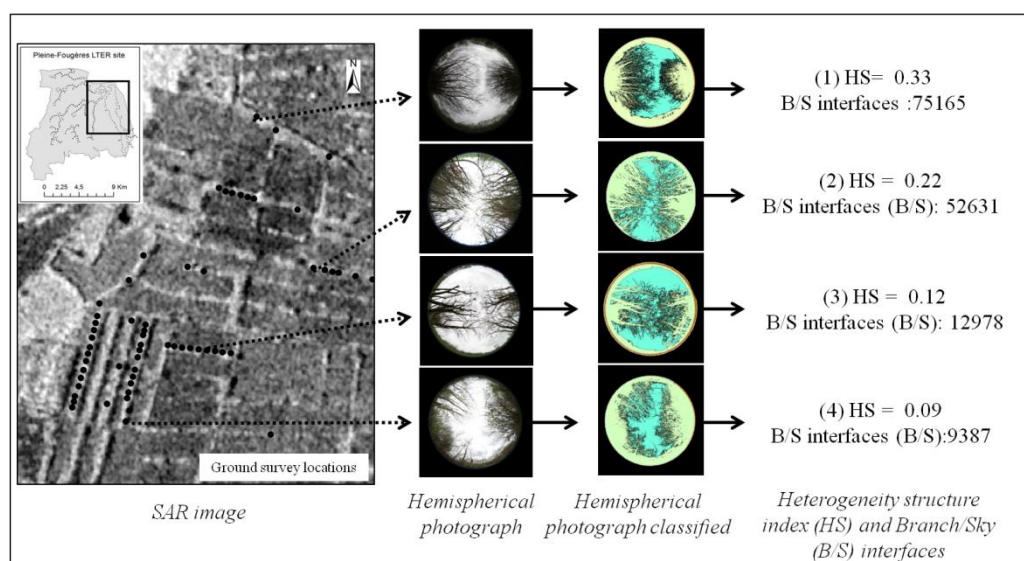


2.2. Field Data

2.2.1. Field Data Acquisition

Ground surveys were conducted during the image acquisition to estimate the canopy structure of hedgerows under different amounts of canopy branch cover and clumping. At the date of image acquisition, the trees were leafless as shown by the hemispherical photographs taken the same day (Figure 3). A series of 55 hemispherical photographs distributed over 15 hedgerows were taken in April 2012 using a Canon EOS 7D camera with a Circular Fisheye for APS-C sensor (with a focal length of 10 mm, a diagonal angle of view approximately 180° and a minimum opening of F22). Each hemispherical photograph was geolocated using differential GPS (GeoXH Trimble, accuracy 0.10 m). Figure 3 presents different canopy fragmentation patterns encountered on the study site with more or less dense cover, showing different branch layouts, since at this period of the year the trees had no leaves.

Figure 3. Workflow of field data processing. Legend: (1) High canopy cover and high fragmentation level; (2) High canopy cover and medium fragmentation level; (3) Medium canopy cover and medium fragmentation level; (4) Low canopy cover and low fragmentation level.



2.2.2. Field Data Processing

The hemispherical photographs were classified into two classes, “Branches” and “Sky” (Figure 3), using the Contrast Split Segmentation algorithm implemented in eCognition. This algorithm segments the image into dark and bright image objects based on a threshold value that maximizes the contrast between them [29]. Initially it executes a chessboard segmentation at different scales and then performs the split on each square. The parameters used here were as follows: “Chessboard Tile Size” of 100,000, a threshold ranging from 150 to 200 applied on the “Green layer” and a step size of 1.

The number of pixels is strictly identical from one picture to another, since the size of the hemispherical photographs is the same. At the end of the process, the heterogeneity structure index

developed by Burel and Baudry (2003) [30] was calculated (Figure 3) in order to quantify the canopy structure heterogeneity of the field plots using the following equation:

$$H = - \sum_{c=1}^{nnh} (P_c * \ln P_c) \quad (1)$$

With P_c the occurrence proportion of the couples c of adjacent pixels of different classes (“branches/sky”, branch/branch, sky/sky) and nnh the number of types of couples.

This metric has high values for complex canopy structures, when the density of branches is high and they are interwoven. Conversely, a simple structure of straight branches for example, yields a low value. HS index values increase with the proportion of “branch/sky” interfaces. Thus, the increase of HS values highlights an increase of the canopy fragmentation and also of its canopy cover rate relative to sky background. In addition to the HS index we tested others metrics (preliminary tests not included in this article) as the number of interfaces “branch/sky” or the grain (adapted from Vannier *et al.*, 2011 [31]) which highlight the size of the canopy gap. The HS index was selected because it showed the best correlation with the parameters derived from the radar image (σ° HH, σ° VV, Single Bounce, Double Bounce, and Shannon entropy).

2.3. Satellite Data

One dual-polarization TerraSAR-X image was acquired 19 April 2012 in High Resolution Spotlight mode with HH and VV polarizations, a ground spatial resolution of 1.5 m and an azimuth resolution of 2.2 m. An incidence angle of 37 degrees was chosen to maximize the vegetation penetration. Generally we consider that small angles are more sensitive to ground surfaces [32,33] and higher/medium angles are more sensitive to vegetation roughness [34].

The TerraSAR-X image was acquired during leaf-off period. Indeed, it should be not possible to characterize the hedgerow structure during summer as X band cannot penetrate the vegetation foliage to access the inner structure of hedgerows.

2.3.1. Image Pre-Processing

2.3.1.1. Backscattering Coefficients

TerraSAR images were firstly radiometrically calibrated according to the following equation [35]:

$$\sigma_{linear}^\circ = (Ks \cdot DN^2 - NEBN) \cdot \sin(\Theta) \quad (2)$$

where:

Ks is the calibration constant

DN is the digital number of each pixel (amplitude of the backscattering signal)

$NEBN$ is the Noise Equivalent Beta Naught (sensor noise)

Θ is the radar incidence angle

This equation transforms the digital number of each pixel into a backscattering coefficient on a linear scale.

A Lee refined filter [36] was then applied using a window of 3×3 pixels to reduce speckle noise. The image was then geocoded using the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) data to correct the

topographic deformations. The images were also geometrically corrected to the Lambert-RGF93/IGN-69 system using 55 ground control points selected from orthophotoplan images with a 0.5 m resolution. The geometric correction accuracy is less than one pixel (*i.e.*, 1 m). The backscattering coefficients σ° HH and σ° VV were then calculated in decibels (dB):

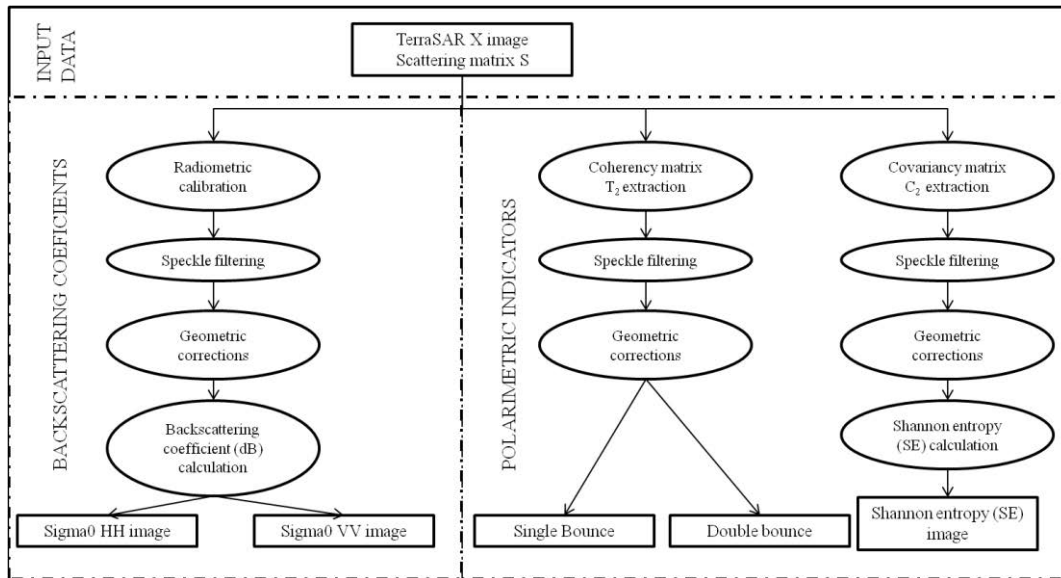
$$\sigma^\circ (db) = 10 \log_{10}(\sigma^\circ) \quad (3)$$

2.3.1.2. Polarimetric Parameters

A 2×2 covariance (C_2) matrix was firstly extracted from the scattering matrix images (Figure 4) using PolSARpro v4.0 software (Polarimetric SAR Data Processing and Educational Toolbox) [37].

A Lee refined filter [36] was applied using a window of 3×3 pixels to reduce speckle noise. The geocoding process was in this case directly applied on the elements of the 2×2 C_2 matrix which are independent of the polarimetric absolute phase [38].

Figure 4. Workflow of the radar data pre-processing.



The Shannon entropy (SE), which corresponds to the sum of two contributions related to the intensity and the degree of polarization [38], was then calculated from the 2×2 covariance matrix C_2 . SE measures the disorder encountered in polarimetric SAR images. Each pixel of the TerraSAR-X images is defined as a complex 2D target vector k that follows a 2D circular Gaussian process with a zero mean and a covariance C_2 matrix [38]:

$$P_{C_2}(\underline{k}) = \frac{1}{\pi^2 |C_2|} \exp(\underline{k}^{T*} * C_2^{-1} \underline{k}) \quad (4)$$

where T^* stands for transpose-conjugate.

The intensity (I_C) and the degree of polarization (P_C) can be defined from the averaged covariance matrix C_2 using the following expressions:

$$I_C = T_r(C_2) \text{ and } P_C = \sqrt{1 - 4 \frac{|C_2|}{T_r(C_2)^2}} \quad (5)$$

where $T_r(.)$ and $|\cdot|$ stand respectively for the trace and determinant of the matrix.

The Shannon Entropy SE is defined, for a general density function, by:

$$S|P_C(\underline{k})| = \int P_C(\underline{k}) \log[P_C(\underline{k})] d\underline{k} \quad (6)$$

where $\int(\cdot) d\underline{k}$ stands for complex 2D integration. In the case of a circular Gaussian process, the SE can be decomposed as the sum of two terms: the intensity contribution (SE_I) that depends on the total backscattered power and the polarimetric contribution (SE_P) that depends on the Barakat degree of polarization P_C [39]. In other words, the SE measures the randomness of scattering of a pixel which can be due to the variation of backscattering power or the variation of the backscattering polarization.

$$SE = \log(\pi^2 e^2 |C_2|) = SE_I + SE_P \quad (7)$$

$$SE_I = 2 \log\left(\frac{\pi e I_C}{2}\right) = 2 \log\left(\frac{\pi e T_r(C_2)}{2}\right) \quad (8)$$

$$SE_P = \log(1 - P_C^2) = \log\left(4 \frac{|C_2|}{T_r(C_2)^2}\right) \quad (9)$$

In parallel a 2×2 coherency (T_2) matrix was extracted from the scattering matrix S using the Pauli spin elements k_T [38]:

$$T = \langle k_T * k_T^{T*} \rangle = \begin{bmatrix} \langle (S_{HH} + S_{VV})(S_{HH} + S_{VV})^* \rangle & \langle (S_{HH} + S_{VV})(S_{HH} - S_{VV})^* \rangle \\ \langle (S_{HH} - S_{VV})(S_{HH} + S_{VV})^* \rangle & \langle (S_{HH} - S_{VV})(S_{HH} - S_{VV})^* \rangle \end{bmatrix} \quad (10)$$

The first element of the diagonal $T_{11} |S_{HH} + S_{VV}|^2$ and the second one $T_{22} |S_{HH} - S_{VV}|^2$ were used to study the single bounce and double bounce, respectively.

2.3.2. Image Processing

2.3.2.1. Extraction of Hedgerows

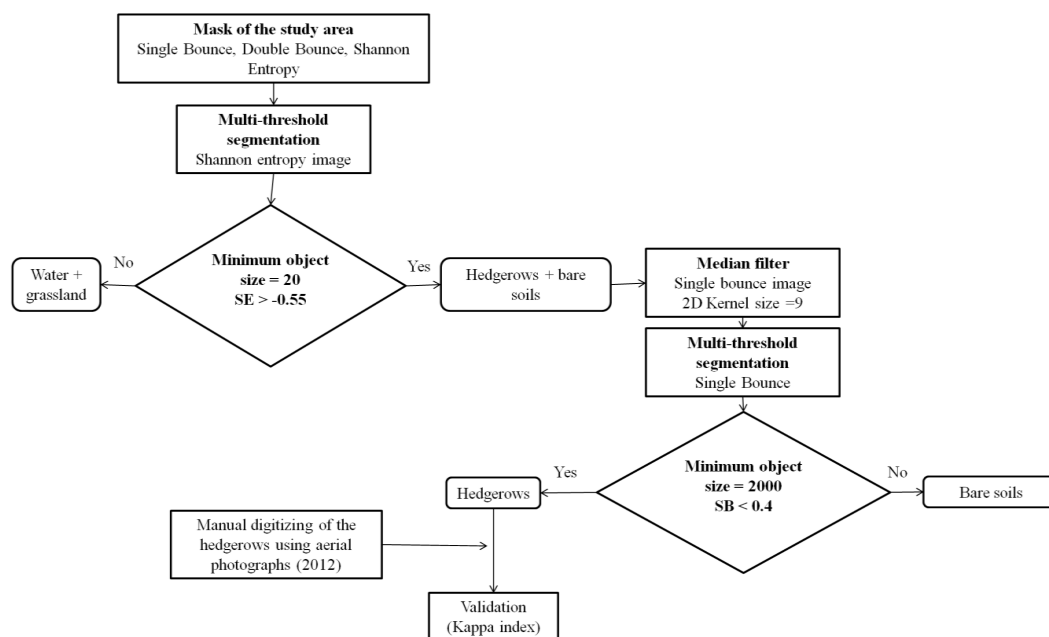
Figure 5 shows the general classification scheme applied to extract hedgerows. An object-oriented approach was used to classify the Shannon entropy and the single bounce (HH + VV) layers using eCognition Developer V 8 software [29].

The first step aimed to segment and extract objects with high SE values in order to extract the hedgerows using the multi-threshold segmentation technique implemented in eCognition Developer V 8 software [29]. This algorithm segments the image into objects based on a threshold value that splits the image object domain and classifies the resulting image objects based on a defined pixel value threshold. This threshold can be user-defined, dividing the selected set of pixels into two subsets so that heterogeneity is increased to a maximum. In general, radar backscattering is lower for an open water body than for other surfaces because the single bounce scattering mechanism that is

due to specular reflection from the water surface is dominant. Moreover, grassland present lower backscattering coefficients in spring period than other crops [40,41]. A threshold value was applied to the SE image to eliminate open water and grassland [42]. Indeed, open water and grassland present a number of backscattering mechanisms lower than that associated with hedgerows or plowed bare soil.

The second step of the classification process aimed to eliminate plowed bare soil. The single bounce image was used for this purpose because this scattering mechanism is higher for this surface condition than for hedgerows for which volume and double bounce mechanisms are dominant.

Figure 5. Workflow of hedgerow extraction using a TerraSAR-X image.



The accuracy of the classification was defined using a Kappa index which expresses the proportional reduction in error generated by a classification process compared with the error of a completely random classification [43]. This index is commonly used for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models [44]. Seventy-nine GPS points were taken in hedgerows, hedgerow gaps and grassland agricultural plots on the study site to evaluate the efficiency of radar SAR images to detect linear hedgerow fragmentation.

2.3.2.2. Assessment of Hedgerow Structure

First, the centre of each hemispherical photograph (assessed using a DGPS) was identified on the radar image. Circular buffers with 4 m radii were then formed around each centre point of field sample plots to collect SAR features. The size of the buffer was chosen in such a way to correspond to the maximum hedgerow width encountered on the study site. Buffers were then intersected with hedgerows to eliminate the values of the radar image from adjacent plots. Then, the mean values of the polarimetric parameters and of the backscattering coefficients were extracted for each buffer area.

Finally, linear regressions were performed between the SAR parameter mean values and the heterogeneity structure index measured from the field hemispherical photographs. Model fit was assessed using the coefficient of determination (R-squared) and p-values. For the best model, model

robustness was assessed by the calculation of confidence intervals for the R-squared, slope, Root Mean Square Error (RMSE), average absolute error and average mean error using the bootstrap sampling technique (100,000 runs) [45]. Bootstrapping provides a realistic estimate of the predictive performance of a model [46]. In this method, the coefficients and statistics of a high number of samples taken from the available data set are calculated. First a sample with random points (picked with replacement, *i.e.*, the same number can be picked more than one time) is selected. The “bootstrap sample” has the same size as the data set (*i.e.*, 55). Linear regression is performed using the bootstrap sample, and the coefficients and statistics are stored. In our case the process was repeated 100,000 times. Thus, using the stored values it is possible to calculate RMSE, average absolute error and average mean error to evaluate if the model could be used to predict or assess hedgerow canopy structure. All statistics were performed with R statistical software, version 2.7.0 (www.r-project.org).

3. Results

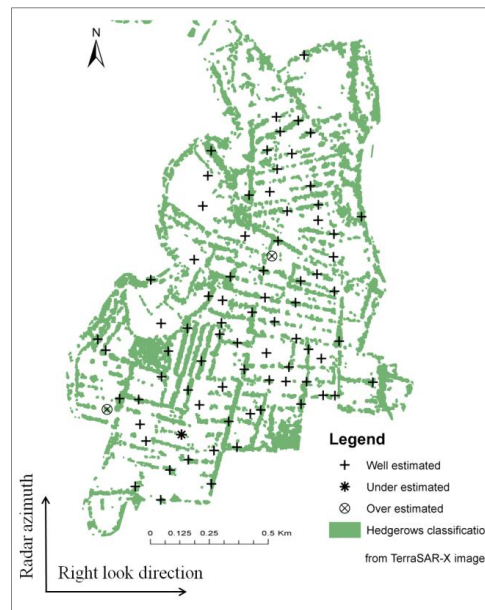
3.1. Extraction of Hedgerows

The accuracy of the hedgerow network classification is very high, with an overall agreement of 96% and a Kappa Index of 0.92 (Table 1). This means that the classification process avoided at least 92% of the errors that were generated by a completely random classification. The analysis of the map that shows the classification of the validation points highlights that only 3 out of 79 points were misclassified (Figure 6). Underestimation error (1 point) was due to the fact that very narrow hedges (<1 m) cannot be extracted because of the spatial resolution of the images, while overestimation errors (2 points) can be explained the layover artefacts in radar imaging mainly for hedgerows which were perpendicular to the radar azimuth.

Table 1. Confusion matrix between the hedgerow classification derived from the TerraSAR-X image (lines) and the validation set (columns).

Classification	Validation				
	Code	1	2	Total	Over-Detection (%)
Hedgerows	1	38	2	40	5
No hedgerows	2	1	38	39	2.5
Total column		39	40		
Under-detection (%)		2.5	5		
Kappa index	0.92				
Overall accuracy	0.96				

Figure 6. Map of the classified validation points.



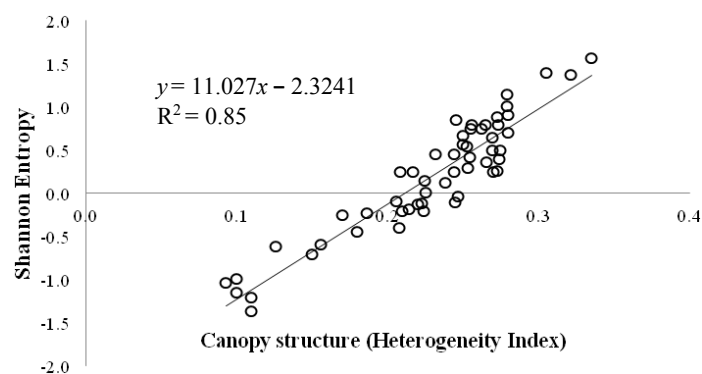
3.2. Hedgerows Structure Assessment

When analyzing the relationship between the polarimetric parameters and the backscattering coefficients extracted from the SAR image and the heterogeneity structure index extracted from the field measurements, it can be seen that (1) three of these regressions are significant (p -value < 0.05) and two of them present a good goodness-of-fit (R -squared = 0.4 for the double bounce parameter and R -squared = 0.85 for the Shannon entropy index); and (2) the Shannon entropy index is the most correlated variable with field data (Table 2 and Figure 7).

Table 2. Linear regression between the polarimetric parameters and the backscattering coefficients extracted from the SAR image and the heterogeneity structure index extracted from ground surveys.

Radar	R^2	p -value
σ° HH		NS
σ° VV		NS
Single Bounce	0.1	0.001
Double Bounce	0.4	<0.0001
Shannon Entropy	0.85	<0.0001

Figure 7. Linear regression between the Shannon entropy index and the heterogeneity structure index.



The analysis of the Shannon entropy index associated with the hedgerows extracted from TerraSAR-X shows a quite large range of values (from -6 to $+5$), and a wide spatial variability which highlights the heterogeneity of the hedgerow network structure (Figure 8).

The evaluation statistics derived from the bootstrap analysis (Figure 9) indicates a good agreement between HS index and Shannon entropy estimated through the subsampling with R-squared values ranging between 0.82 and 0.90. The interval of RMSE and average mean error is low (0.10) and the average mean error is equal to 1.4. We can also notice that the slope is significantly different from zero ($p < 0.05$) for the 100,000 bootstrap samples with confident intervals comprise between 10.06 and 12.38.

Figure 8. Map of the Shannon entropy index of the hedgerows extracted from the TerraSAR-X image.

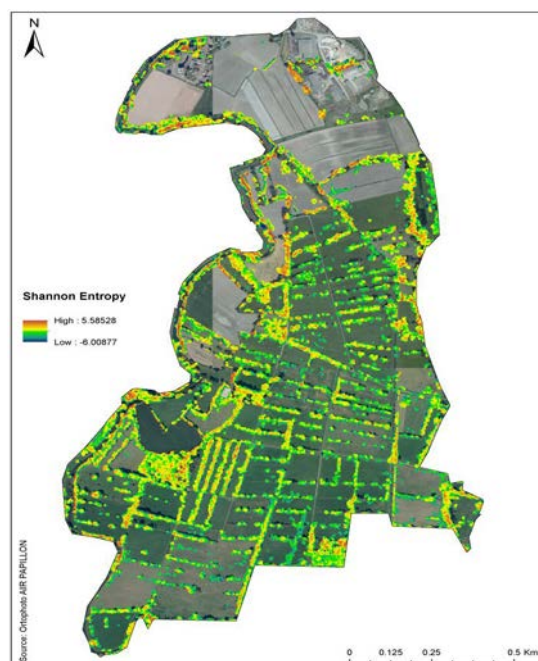
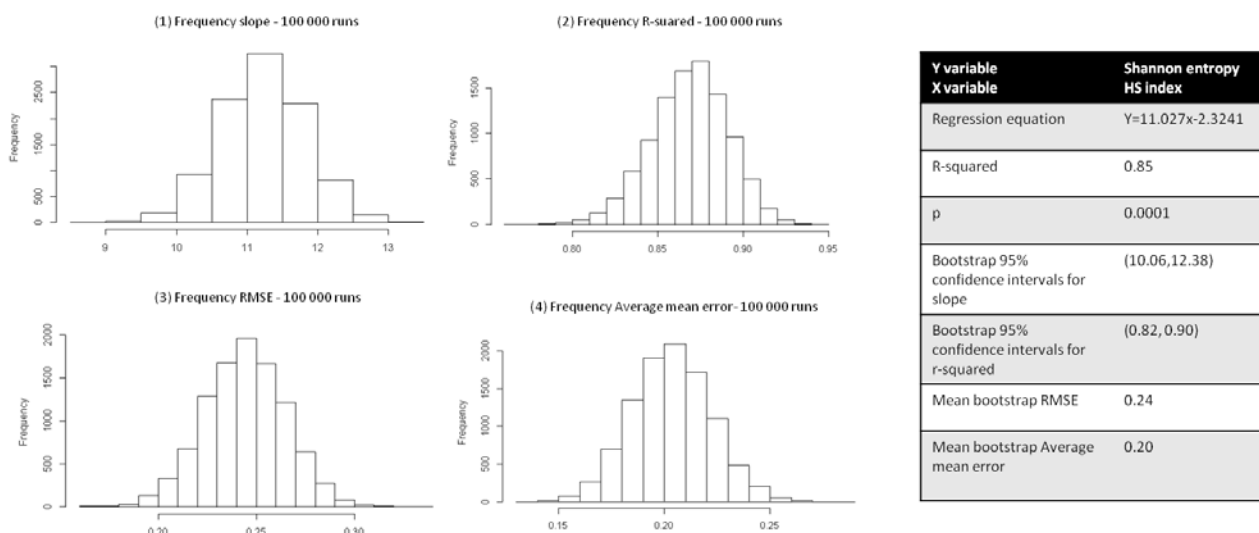


Figure 9. Evaluation of the model robustness between the HS index and the Shannon entropy derived from the TerraSAR-X image using bootstrap sampling method (100,000 runs). (1) Frequency of slopes; (2) Frequency of R-squared; (3) Frequency of RMSE; and (4) Frequency of Average mean error.



4. Discussion

This study is the first to describe the inner structure of woody linear features such as hedgerows using SAR images. This study provides a methodology to detect hedgerow networks using polarimetric parameters. Moreover, the results show that one polarimetric parameter, *i.e.*, the Shannon entropy, is highly sensitive to the canopy structure.

The extraction of hedgerow networks was achieved with an object-oriented method using two polarimetric parameters: the single bounce parameter and the Shannon entropy index derived from one TerraSAR-X image. As proved in this study, SAR imagery can be used to identify hedgerows in agricultural landscapes, the accuracy of hedgerow classification being over 90% (KIA = 0.92). These results are comparable to those from similar studies that aimed to develop methods to automatically extract linear landscape features such as hedgerows from VHRS optical data using object-oriented [16,21,22]; hybrid pixel-based and object-oriented [47], or waveform recognition-based [21] classification algorithms. Bargiel (2013) [22] detected semi-natural habitats and hedges composed of trees and shrubs with a global accuracy of 70.4% using textural indexes calculated from backscattering coefficients derived from a TerraSAR-X time series. Bargiel (2013) [22] and the present study provide good results for the detection of hedgerows. Because of the different approaches adopted, the results cannot be compared directly. Indeed the presented study use only one TerraSAR-X image and Bargiel *et al.* [22] used a supervised classification of multi-temporal TerraSAR-X data. The results of this study shows that polarimetric parameters derived from TerraSAR-X imagery allow good identification of hedgerow networks. Hedgerow orientation relative to radar azimuth does not affect the ability of SAR sensors to detect hedgerows. Indeed, hedgerow discontinuity (Figure 6) is mainly due to the presence of gaps in hedgerows (as shown on the picture in Figure 1). These gaps are due to the presence of pastured grasslands on either side of hedgerows. This point is interesting because compared to optical data mostly acquired in summer during cloudless periods when trees have leaves that hide gaps in hedgerows, radar data should have

better detect hedgerow discontinuities which is a reliable information to study species distribution patterns [14].

Regarding the spatial behavior of radar signal in hedgerow structure assessment, the results of this study show that only the Shannon entropy index presents a very good correlation with the heterogeneity structure index that reflects the canopy fragmentation. Regarding the σ° HH and σ° VV parameters, *i.e.*, the single and double bounces, the correlations are low (respectively NS and 0.4 for the double bounce parameter). This result is in accordance with radar theory because even if the double bounce mechanism is higher than the single bounce in vegetation cover [38], it is not the dominant backscattering mechanism. Indeed, volume scattering (HV polarization) is generally more sensitive to the tree structure [38]. This was not studied here because the TerraSAR-X image we used presented only HH and VV polarizations. In spotlight mode, only HH-VV dual pol TerraSAR-X data are available with a very high spatial resolution (1 m to 2 m). HV images in dual pol mode are only delivered in stripmap mode [48] with a lower spatial resolution which is not compatible with the extraction of hedgerow networks.

This approach was applied on a TerraSAR-X image acquired at the beginning of the spring period. At this period, the maize agricultural plots were at a plowed bare soil stage on the study site. The rule set developed to automatically extract hedgerows was adapted to this particular period but would need to be adapted for a SAR image acquired during another period for instance in summer. Indeed, the surface statuses vary across the seasons with vegetation growth, for example the maize crop is at sowing stage in spring and harvest stage in late summer. In this particular case, the double bounce image could be used to identify crops especially at the beginning of their growth, because the double bounce mechanisms increase due to the interactions between the radar pulse, the vegetation stems and the underlying surface [34]. Regarding the hedgerow structure characterization, it is important to note that the TerraSAR-X image used was acquired during a leaf-off period. This study could not have been conducted at another time period, because the X-band is not able to penetrate a dense crown cover. We can also notice that the orientation of hedgerows relative to the radar azimuth is an important feature for the canopy fragmentation interpretation. Indeed, layover has to be considered when hedgerows are perpendicular to radar azimuth, since they increase the number of mixed pixels within hedgerows.

By revealing the capability of TerraSAR-X images for the classification of hedgerows and the detection of their inner canopy structure, the present study supplies interesting information about the possibilities for the determination of ecological metrics based on remote sensing data. In further work, it would be interesting to calculate landscape metrics such as for instance the landscape grain [31] or to quantify the linear hedgerow fragmentation. These metrics should be used to study the spatial distribution of species and could help to understand how some species use hedgerows for their dispersion and how far species immigrate into them. Indeed the identification and characterization of hedgerows are often required in landscape ecology studies to evaluate the response of some species to landscape structure, composition and configurations [49,50]. Different studies [51,52] have also considered the potential of hedgerows as ecological corridors for the movement of plants and animals in shady (forest like) conditions, thus, with a dense canopy structure. Therefore, determining the linear fragmentation of the hedgerow network is essential for hedgerow management for biodiversity [53]. The windbreak function is also highly dependent on the continuity of hedgerow networks and hedgerow canopy cover.

5. Conclusions

This paper explores the use of radar SAR imagery to (i) detect hedgerow networks; and (ii) describe hedgerow canopy heterogeneity using TerraSAR-X imagery. The results show that the hedgerow network and its fragmentation can be identified with a very good accuracy. This study also reveals the importance of the use of one polarimetric parameter, the Shannon entropy, to study the canopy fragmentation, which cannot be achieved with optical images. Therefore, VHSR radar images can both accurately detect the presence of wooded hedgerow networks and characterize their structure.

This information can be exploited for landscape ecology studies, for example in calculating landscape metrics in order to analyze the function of hedgerows as dispersal corridors of forest species.

Acknowledgments

This work was supported by the DIVA 3-AGRICONNECT program, the CNES (PhD grant to J. Betbeder) and the DLR by providing TerraSAR-X imagery, and the Zone Atelier Armorique. Air Papillon took the aerial photos.

Author Contributions

All authors contributed extensively to the work presented in this paper. Julie Betbeder and Eric Pottier processed the radar images; Julie Betbeder, Jean Nabucet and Jacques Baudry developed the field methodology and led an interpretation of the results. Laurence Hubert-Moy initiated the project. Julie Betbeder and Laurence Hubert-Moy drafted the manuscript, which was revised by all authors. All authors read and approved the final manuscript.

Conflicts of Interest

The authors declare no conflict of interest.

References

1. Forman, R.T.T.; Baudry, J. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environ. Manag.* **1984**, *8*, 495–510.
2. Larcher, F.; Baudry, J. Landscape grammar: A method to analyse and design hedgerows and networks. *Agrofor. Syst.* **2013**, *87*, 181–192.
3. Baudry, J.; Bunce, R.G.; Burel, F. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *J. Environ. Manag.* **2000**, *60*, 7–22.
4. Burel, F. Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landsc. Ecol.* **1992**, *6*, 161–174.
5. Brandle, J.R.; Hodges, L.; Zhou, X.H. Windbreaks in North American Agricultural Systems. In *New Vistas in Agroforestry*; Nair, P.K.R., Rao, M.R., Buck, L.E., Eds.; Springer Netherlands: Dordrecht, The Netherlands, 2004; pp. 65–78.
6. Torita, H.; Satou, H. Relationship between shelterbelt structure and mean wind reduction. *Agric. For. Meteorol.* **2007**, *145*, 186–194.

7. McCollin, D.; Jackson, J.; Bunce, R.G.; Barr, C.; Stuart, R. Hedgerows as habitat for woodland plants. *J. Environ. Manag.* **2000**, *60*, 77–90.
8. Hinsley, S.; Bellamy, P. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *J. Environ. Manag.* **2000**, *60*, 33–49.
9. Baudry, J.; Burel, F.; Thenail, C.; le Coeur, D. A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France. *Landsc. Urban Plan.* **2000**, *50*, 119–128.
10. Defra. *Hedgerow Survey Handbook. A Standard Procedure for Local Surveys in the UK*; Defra: London, UK, 2007.
11. Karnieli, A.; Meiseis, A.; Fisher, L.; Arkin, Y. Automatic extraction and evaluation of geological linear features from digital remote sensing data using a hough transform. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* **1996**, *62*, 525–531.
12. Li, L.; Mao, F.; Qian, W.; Clarke, L.P. Wavelet Transform for Directional Feature Extraction in Medical Imaging. In Proceedings of the International Conference on Image Processing 1997, Santa Barbara, CA, USA, 26–29 October 1997; Volume 3, pp. 500–503.
13. Mulder, V.L.; de Bruin, S.; Schaepman, M.E.; Mayr, T.R. The use of remote sensing in soil and terrain mapping—A review. *Geoderma* **2011**, *162*, 1–19.
14. Burel, F.; Baudry, J. Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany France. *Landsc. Ecol.* **1990**, *4*, 197–210.
15. Lechner, A.M.; Stein, A.; Jones, S.D.; Ferwerda, J.G. Remote sensing of small and linear features: Quantifying the effects of patch size and length, grid position and detectability on land cover mapping. *Remote Sens. Environ.* **2009**, *113*, 2194–2204.
16. Vannier, C.; Hubert-Moy, L. Wooded Hedgerows Characterization in Rural Landscape Using Very High Spatial Resolution Satellite Images. In Proceedings of the 2010 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), Austin, TX, USA, 13–18 June 2010; pp. 347–350.
17. Aksoy, S.; Akcay, G.; Cinbis, G.; Wassenaar, T. Automatic Mapping of Linearwoody Vegetation Features in Agricultural Landscapes. In Proceedings of the IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), Boston, MA, USA, 7–11 July 2008; Volume 4, pp. IV–403–IV–406.
18. Tansey, K.; Chambers, I.; Anstee, A.; Denniss, A.; Lamb, A. Object-oriented classification of very high resolution airborne imagery for the extraction of hedgerows and field margin cover in agricultural areas. *Appl. Geogr.* **2009**, *29*, 145–157.
19. Lausch, A.; Herzog, F. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: Issues of scale, resolution and interpretability. *Ecol. Indic.* **2002**, *2*, 3–15.
20. Fauvel, M.; Sheeren, D.; Chanussot, J.; Benediktsson, J.A. Hedges Detection Using Local Directional Features and Support Vector Data Description. In Proceedings of the IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), Munich, Germany, 22–27 July 2012; pp. 2320–2323.
21. Deng, R.X.; Li, Y.; Wang, W.J.; Zhang, S.W. Recognition of shelterbelt continuity using remote sensing and waveform recognition. *Agrofor. Syst.* **2013**, *87*, 827–834.
22. Bargiel, D. Capabilities of high resolution satellite radar for the detection of semi-natural habitat structures and grasslands in agricultural landscapes. *Ecol. Inform.* **2013**, *13*, 9–16.
23. Wiseman, G.; Kort, J.; Walker, D. Quantification of shelterbelt characteristics using high-resolution imagery. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2009**, *131*, 111–117.

24. Czerepowicz, L.; Case, B.S.; Doscher, C. Using satellite image data to estimate aboveground shelterbelt carbon stocks across an agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2012**, *156*, 142–150.
25. Jacquemoud, S.; Verhoef, W.; Baret, F.; Bacour, C.; Zarco-Tejada, P.J.; Asner, G.P.; François, C.; Ustin, S.L. PROSPECT + SAIL models: A review of use for vegetation characterization. *Remote Sens. Environ.* **2009**, *113*, S56–S66.
26. Popescu, S.C.; Zhao, K. A voxel-based lidar method for estimating crown base height for deciduous and pine trees. *Remote Sens. Environ.* **2008**, *112*, 767–781.
27. Véga, C.; Durrieu, S. Multi-level filtering segmentation to measure individual tree parameters based on Lidar data: Application to a mountainous forest with heterogeneous stands. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2011**, *13*, 646–656.
28. Heinzl, J.; Koch, B. Exploring full-waveform LiDAR parameters for tree species classification. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2011**, *13*, 152–160.
29. DEFINIENS. *Ecognition Professional: User Guide 4*; Definiens Imaging GmbH: Munich, Germany, 2004.
30. Burel, F.; Baudry, J. *Landscape Ecology: Concepts, Methods, and Applications*; Science Publishers: Boca Raton, FL, USA, 2003.
31. Vannier, C.; Vasseur, C.; Hubert-Moy, L.; Baudry, J. Multiscale ecological assessment of remote sensing images. *Landsc. Ecol.* **2011**, *26*, 1053–1069.
32. Ulaby, F.T. *Radar Polarimetry for Geoscience Applications*; Artech House Inc.: Norwood, MA, USA, 1990.
33. Corgne, S.; Magagi, R.; Yergeau, M.; Sylla, D. An integrated approach to hydro-geological lineament mapping of a semi-arid region of West Africa using Radarsat-1 and GIS. *Remote Sens. Environ.* **2010**, *114*, 1864–1875.
34. Baghdadi, N.; Boyer, N.; Todoroff, P.; El Hajj, M.; Bégué, A. Potential of SAR sensors TerraSAR-X, ASAR/ENVISAT and PALSAR/ALOS for monitoring sugarcane crops on Reunion Island. *Remote Sens. Environ.* **2009**, *113*, 1724–1738.
35. TerraSAR-X Ground Segment. Level 1b Product Format Specification. Available online: http://www2.astrium-geo.com/files/pmedia/public/r460_9_030201_level-1b-product-format-specification_1.3.pdf (accessed on 17 April 2014).
36. Lee, J.-S. Speckle analysis and smoothing of synthetic aperture radar images. *Comput. Graph. Image Process.* **1981**, *17*, 24–32.
37. Pottier, E. Recent Advances in the Development of the Open Source Toolbox for Polarimetric and Interferometric Polarimetric SAR Data Processing: The PolSARpro v4.1.5 Software. In Proceedings of the 2010 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), Honolulu, HI, USA, 25–30 July 2010; pp. 2527–2530.
38. Lee J.-S.; Pottier, E. *Polarimetric Radar Imaging: From Basics to Applications*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2009.
39. Réfrégier, P.; Morio, J. Shannon entropy of partially polarized and partially coherent light with Gaussian fluctuations. *J. Opt. Soc. Am. A* **2006**, *23*, 3036–3044.
40. Bargiel, D.; Herrmann, S.; Lohmann, P.; Sörgel, U.; Wagner, W.; Szekely, B. Land Use Classification with High-resolution Satellite Radar for Estimating the Impacts of Land-Use Change on the Quality of Ecosystem Services. In Proceedings of the ISPRS TC VII Symposium—100 Years ISPRS Advancing Remote Sensing Science (ISPRS), Vienna, Austria, 5–7 July 2010; pp. 68–73.
41. Schuster, C.; Ali, I.; Lohmann, P.; Frick, A.; Förster, M.; Kleinschmit, B. Towards detecting swath events in Terrasar-x time series to establish natura 2000 grassland habitat swath management as monitoring parameter. *Remote Sens.* **2011**, *3*, 1308–1322.

42. Marechal, C.; Pottier, E.; Hubert-Moy, L.; Rapinel, S. One year wetland survey investigations from quad-pol RADARSAT-2 time-series SAR images. *Can. J. Remote Sens.* **2012**, *38*, 240–252.
43. Congalton, R.G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* **1991**, *37*, 35–46.
44. Fielding, A.H.; Bell, J.F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.* **1997**, *24*, 38–49.
45. Hastier, T.; Tibshirani, R.; Friedman, J. *The Elements of Statistical Learning—Data Mining, Inference, and Prediction*, 2nd ed.; Springer Series in Statistics: New York, NY, USA, 2009.
46. Potts, J.M.; Elith, J. Comparing species abundance models. *Ecol. Model.* **2006**, *199*, 153–163.
47. Sheeren, D.; Bastin, N.; Ouin, A.; Ladet, S.; Balent, G.; Lacombe, J.-P. Discriminating small wooded elements in rural landscape from aerial photography: A hybrid pixel/object-based analysis approach. *Int. J. Remote Sens.* **2009**, *30*, 4979–4990.
48. Roth, A.; Eineder, M.; Schättler, B. TerraSAR-X: A New Perspective for Applications Requiring High Resolution Spaceborne SAR Data. In Proceedings of the Joint ISPRS 6 EarSel Workshop on High Resolution Mapping from Space 2003, Hannover, Germany, 6–8 October 2003; pp. 1–4.
49. Ouin, A.; Sarthou, J.-P.; Bouyjou, B.; Deconchat, M.; Lacombe, J.-P.; Monteil, C. The species-area relationship in the hoverfly (Diptera, Syrphidae) communities of forest fragments in southern France. *Ecography* **2006**, *29*, 183–190.
50. Balent, G.; Courtiade, B. Modelling bird communities/landscape patterns relationships in a rural area of South-Western France *Landsc. Ecol.* **1992**, *6*, 195–211.
51. Hill, C.J. Bandas de lineales vegetación de selvas tropicales como potenciales corredores dispersores para insectos de la selva tropical. *Conserv. Biol.* **1995**, *9*, 1559–1566.
52. Tischendorf, L.; Irmeler, U.; Hingst, R. A simulation experiment on the potential of hedgerows as movement corridors for forest carabids. *Ecol. Model.* **1998**, *106*, 107–118.
53. Baudry, J.; Jouin, A. Institut National de la Recherche Agronomique (France). *De la haie aux Bocages Organisation, Dynamique et Gestion*; Institut National de la Recherche Agronomique: Paris, France, 2003.

© 2014 by the authors; licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution license (<http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>).

ANNEXE E

Multi-temporal classification of TerraSAR-X data for wetland vegetation mapping

Julie Betbeder^a, Sébastien Rapinel^a, Thomas Corpetti^a, Eric Pottier^b, Samuel Corgne^a, Laurence Hubert-Moy^a

^aLETG Rennes COSTEL UMR CNRS 6554 /OSUR, Université Rennes 2, Place du recteur Henri Le Moal, 35043, Rennes Cedex, France ;

^bIETR UMR CNRS 6164, Université de Rennes 1, Campus Beaulieu-bât 11D, 263, av du général Leclerc, CS 74205, 35042 Rennes Cedex, France.

Abstract. This paper is concerned with wetland vegetation mapping using multi-temporal SAR imagery. Whilst wetlands play a key role in controlling flooding and nonpoint source pollution, sequestering carbon and providing an abundance of ecological services, knowledge of the flora and fauna of these environments is patchy, and understanding of their ecological functioning is still insufficient for a reliable functional assessment on areas larger than a few hectares. The aim of this paper is to evaluate multitemporal TerraSAR-X imagery to precisely map the distribution of vegetation formations considering flood duration. A series of six dual-polarization TerraSAR-X images (HH-VV) was acquired in 2012 during dry and wet seasons. One polarimetric parameter, the Shannon entropy, and two intensity parameters (σ° HH and σ° VV) which vary with wetland flooding status and vegetation roughness, were firstly extracted. These parameters were then classified using Support Vector Machine (SVM) techniques based on a specific kernel adapted to the comparison of time-series data, K-Nearest Neighbors (K-NN) and Decision-Tree (DT) algorithms. The results show that vegetation formations can be identified very accurately (kappa index = 0.85) from the classification of Shannon entropy temporal profiles derived from the TerraSAR-X images. They also reveal the importance of the use of polarimetric parameters instead of backscattering coefficients alone (HH or VV) or combined (HH and VV).

Keywords: Wetlands, Synthetic Aperture Radar (SAR), TerraSAR-X imagery, multi-temporal classifications, Support Vector Machine classifier.

Address all correspondence to: Betbeder Julie, Université Rennes 2, LETG Rennes COSTEL, Université Rennes 2 Place du Recteur Henri Le Moal, 35043 RENNES cedex; Tel: +33 (0)2 99 14 18 47; E-mail: julie.betbeder@univ-rennes2.fr

1 Introduction

Whilst wetlands play a key role in controlling flooding and nonpoint source pollution, sequestering carbon¹ and providing an abundance of ecological services², knowledge of the flora and fauna of these environments is patchy, and understanding of their ecological functioning is still insufficient for a reliable functional assessment on areas larger than a few hectares. Yet, wetlands have been highly degraded throughout the world, especially since the second half of the twentieth century³, more than half of the wetland disturbance around the world being due to drainage and intensive agriculture⁴. Due to the lack of knowledge about the spatial distribution of wetland functions, it is difficult to assess damage⁵ and develop restoration approaches⁶.

The identification and characterization of vegetation formations constitute, together with the description of geomorphologic criteria, elements that are needed to assess wetland functions⁷. Indeed, vegetation formations are dependent on past and present hydrodynamic conditions^{8,9}; and are indicators of soil moisture and soil fertility¹⁰. Thus, the functional assessment of wetlands

requires a characterization of the vegetation formations at a fine scale (1:10,000) and on areas larger than a few hectares. However, mapping of vegetation formations at a fine scale is usually carried out on the scale of a few hectares from spatially-limited and scarce phytosociological ground surveys.

Remotely sensed data are often used to identify water surfaces and vegetation types to delineate, characterize and monitor wetland areas¹¹ to account for inter and intra-annual variations. Wetland mapping is traditionally done using interpretation of aerial photographs or classification of optical data as for instance SPOT^{12,13} or Landsat images^{14,15}. Davranche *et al.*¹⁶ used a series of multi-temporal SPOT-5 images to estimate the area of marshes covered with common reeds (*Phragmites australis*) and submerged macrophytes. However, it is most often difficult to take into account the dynamic nature of the wetlands using optical data¹⁷, because they are limited to cloud free periods. Moreover, in forested tropical wetlands, passive techniques are not able to precisely map the vegetation types because they cannot detect water below the forest canopy¹⁸.

Synthetic Aperture Radar (SAR) data provide a reliable alternative to optical images, because they are not sensitive to visibility conditions and they can be acquired by day or night¹⁹. These features increase the possibility of frequent data collections allowing inter and intra annual monitoring of wetlands^{20,21}. Radar imagery is valuable for detecting open water^{22,23} and has been proven to be operational for flood monitoring²⁴. Moreover, other studies have shown the potential of radar images to classify vegetation in forested wetland areas, most often in tropical climates^{25,26,18}. De Grandi *et al.*²⁷ used JERS-1 L-band SAR images to map flooded and non-flooded forest areas at regional scale in the Central Africa Congo river basin. Hess *et al.*²² exploited dual-season JERS-1 SAR imagery to map seasonal inundation and vegetation in the central Amazon floodplain. It is now well known that the JERS-1 and ALOS PALSAR L-bands are well suited to map and monitor dense forested wetlands. Indeed, SAR can penetrate the forest canopy, and the interaction of the signal with the underlying flooded vegetation produces a double bounce mechanism allowing flooded forest detection²². Few studies have been conducted in herbaceous wetlands where vegetation types are quite difficult to discriminate because of their similar vegetation structures⁵. Since the distribution of vegetation in this type of wetlands is largely controlled by past and present hydrodynamic conditions, flood duration may be considered to identify vegetation formations. Though, while SAR imagery is used to roughly determine seasonally flooded areas, the spatial resolution of radar images that were exploited until recently was not sufficient to delineate very precisely flooded areas and indirectly map vegetation formations. The emergence of new very high-spatial resolution SAR sensors such as TerraSAR-X and RADARSAT-2 offers new possibilities to map flood durations at the field scale and to determine indirectly the distribution of vegetation formations in these environments.

In most studies, the backscattering coefficient of radar signal is used in single polarization^{22,23}, dual-pol HH/HV^{26,28} or HH/VV^{29,30,31} to discriminate flooded vegetation, open water and non flooded vegetation in wetlands. Polarimetric parameters^{32,21} or Interferometric Synthetic Aperture Radar (InSAR)^{33,34} have only been exploited for wetland mapping in a few studies. Nevertheless, polarimetric scattering signatures can be interpreted to identify landscape variables such as hydrologic features that are useful to map vegetation formations. For instance, a flooded forest presents a double bounce mechanism as explained above²². Yet, a single polarization image cannot identify the backscattering mechanism but only the backscatter intensity which increases with flooded vegetation. Schmitt *et al.*³¹ developed a change detection method to identify flooded vegetation using RADARSAT-2 quad-pol images. Marechal *et al.*³⁵ used the Shannon entropy

calculated from quad-pol RADARSAT-2 images to discriminate open water in a wetland area. Quad-pol data can be used to identify several polarimetric mechanisms, but these kinds of data are not easily available. Most SAR sensors such as TerraSAR-X acquire data in single or dual polarization modes. Moreover, the quad-pol mode leads to a lower footprint than the dual- or single-pol mode which is not reliable for mapping wetland vegetation types at a fine scale. Thereby, we focus in this study on the dual-pol mode SAR imagery for wetland mapping. Schmitt *et al.*³¹ in 2012 studied the single and double bounces of dual (HH-VV) mode data to distinguish a swamp forest from agricultural land in a wetland in South-West Germany. However, the ability of polarimetric parameters derived from dual-pol data to differentiate wetland vegetation formations at a fine scale based on their annual flooded duration is still unknown.

Up to now, most studies have addressed the issue of land cover classification in wetlands through the use of supervised classification applied to one image^{36,37}, with a recent one prioritizing the use of object-based classification strategies. When studies focus on land cover change detection, generally two images are processed^{31,38}. When hydrological processes are under consideration, a higher number of images are used^{19,20,35}, but surprisingly few of them study the profile of the entire image time series without taking advantage of profile shapes, since this is now possible using new methods adapted to the classification of very high-dimensional time series³⁹. As in wetlands it is possible to encounter quite similar vegetation structures showing close flooding statuses, the shape of the temporal profiles derived from remotely sensed images could help to capture more details on flooding status during the year and thus to classify vegetation formation types with more accuracy.

The aim of this study was to evaluate multitemporal dual-pol TerraSAR-X images to precisely map the distribution of vegetation formations in wetland areas considering annual flood duration, since the distribution of vegetation formations is closely dependent on past and present hydrodynamic conditions. For that purpose, we firstly extracted several parameters which vary with wetland flooding status from the TerraSAR-X images. Then, we applied different multi-temporal classification techniques to the radar time-series.

2 Methodology

2.1 Study site

The investigated area is a Long Ecological Research site named ‘Pleine Fougères’, located on the southern part of the Bay of Mont-Saint-Michel, France. It is referenced in the LTER-Europe (lterEurope.net) and ILTER networks (Fig.1). The site was initiated in 1993 to assess the relationships between changes in farming activities, landscape dynamics and ecological processes related to biodiversity, water quality and climate (<http://osur.univ-rennes1.fr/za-armorique/>). This site contains a broad river floodplain which is an environmentally protected area. In the wetland area, the research activity is devoted to the task of studying the variation in flooding and its impacts on the wetland functions³⁵.

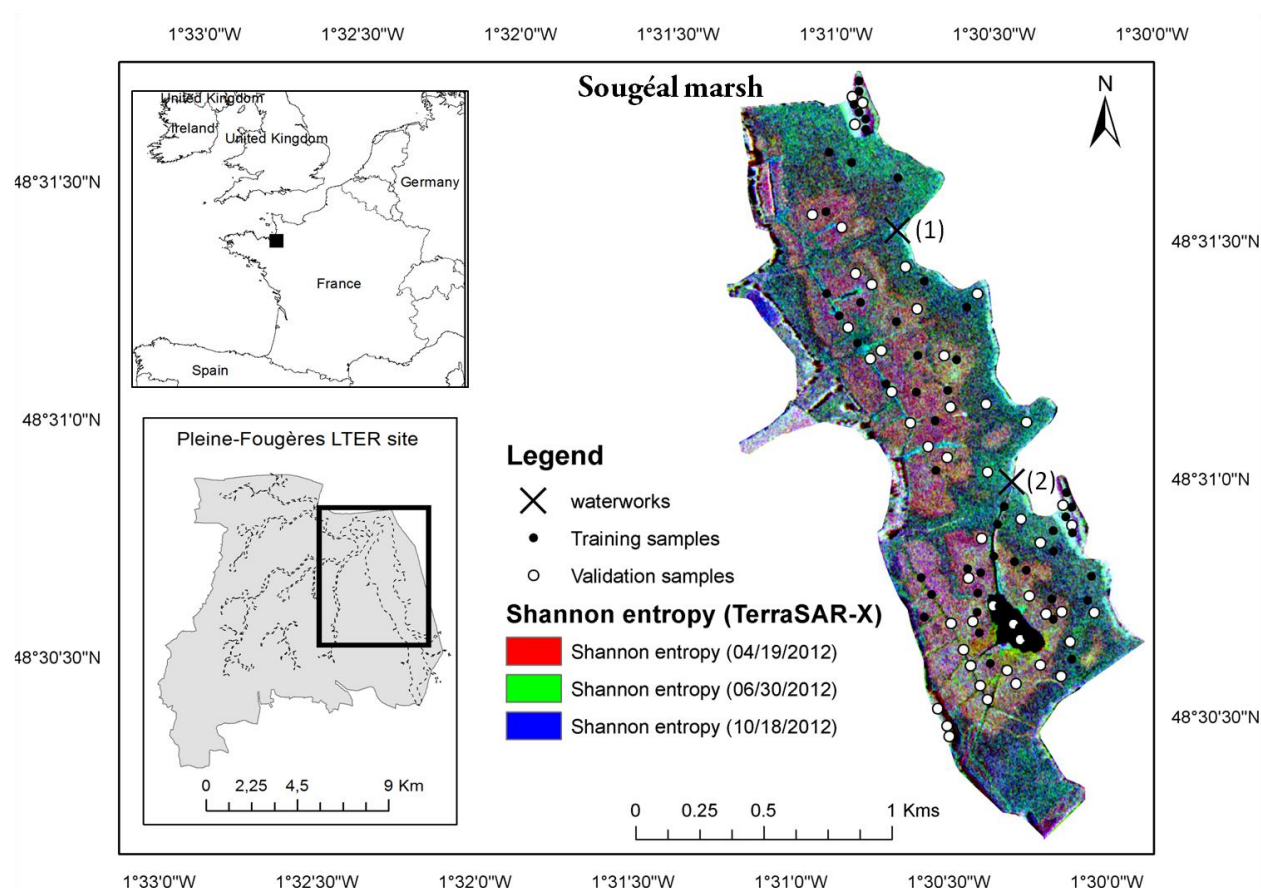


Figure 1. Location of the study area that includes two waterworks (1) and (2) for water management.

This study focuses on the Sougéal marsh. The water levels are managed by local authorities thanks to two waterworks (Fig. 1 and Fig. 2) in order to perform several tasks in the Sougeal marsh: (i) in the Southern part, the flooding between early autumn and late spring offers a suitable habitat for many aquatics bird species. By the end of spring, the waterwork is lifted and the water level decreases to increase the pasturing area for cattle until late autumn; (ii) in the Northern part of the Sougéal marsh, a second waterwork maintains water in the marsh with a shallow depth (40 cm) from early winter to mid-spring in order to facilitate the reproduction of pikes. Then, the water level is lowered gradually to encourage pike alevins to leave the wetland and enter the Couesnon River.

The Sougéal communal marsh is mainly composed of low herbaceous vegetation. The plant communities are structured according to the water levels and flood duration, conditioned by the water management and topography. The longest-flooded area (at least three months per year) of the Sougéal marsh is covered with grasslands where *Glyceria fluitans*, *Carex hirta* and *Eleocharis palustris* grow. The areas which are flooded less than three months a year, that cover two thirds of the marsh, are composed of hygrophytic grasslands. Finally, the elevated areas associated with the alluvial ridge at the foot of the slope along the Couesnon are composed of meso-hygrophytic grasslands.

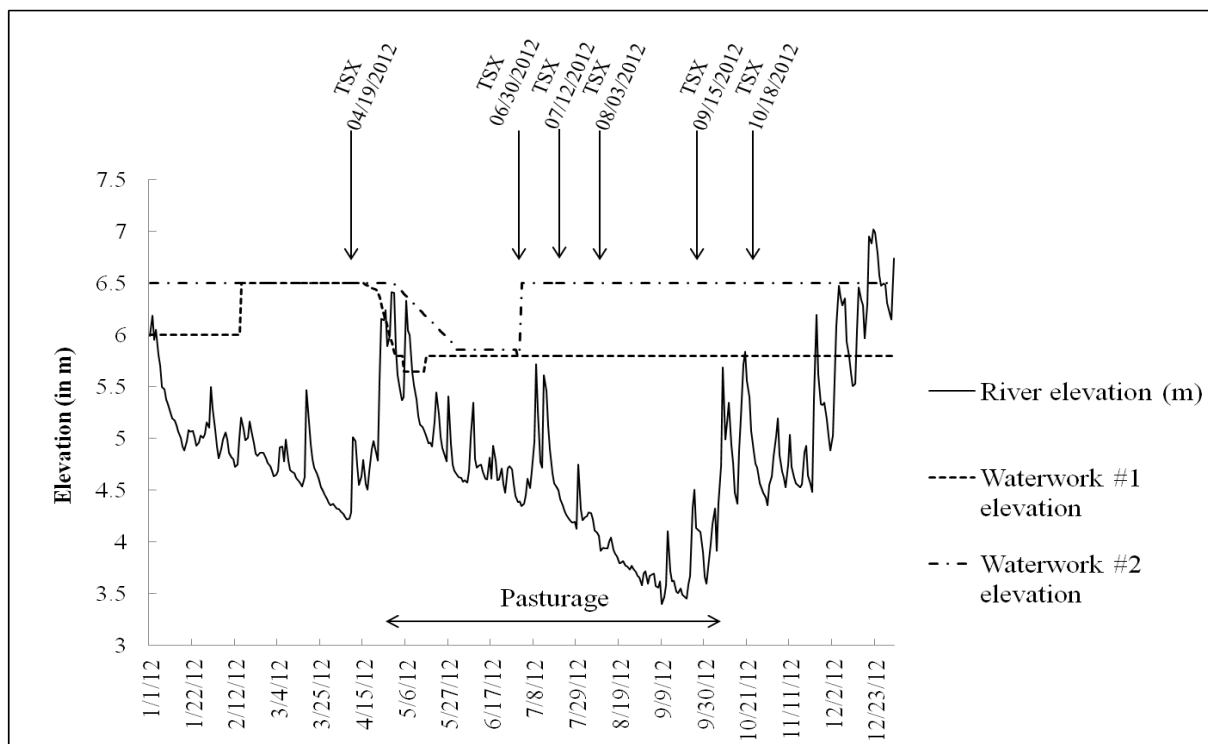


Figure 2. Acquisition dates of TerraSAR-X images compared to dates of water management of the Sougéal marsh (source: DREAL Banque Hydro).

2.2 Data

A series of six dual-polarization TerraSAR-X images were acquired in 2012 during dry and wet seasons in High Resolution Spotlight mode with HH and VV polarizations (Table 1). An incidence angle of 37 degrees was chosen to maximize the vegetation penetration and thus the water detection. The radar images were collected during the vegetation period between April and October.

Table 1. Characteristics of the TerraSAR-X images.

Ground resolution	1.50 m
Azimuth resolution	2.2 m
Polarization	Dual (HH-VV)
Mode	High resolution spotlight
Incidence angle	37° (Right Ascending)
Coverage	5km*10km
Dates (M/D/Y)	04-19-2012 06-30-2012 07-12-2012 08-03-2012 09-15-2012 10-18-2012

In parallel, 120 field observations and measurements (20 per class) were conducted on the study site at each image acquisition time in order to calibrate and validate the image classification (Fig. 1).

Water saturation, vegetation height, plant species assemblage and grazing level were measured per field in quadrats of 16 m² (3*3 pixels). Quadrat sampling locations were distributed randomly throughout the study site and measured using a GPS with an accuracy of ±5 m. Half of the samples were used as a training set and the other half as a validation set.

2.3 Image preprocessing

2.3.1 Backscattering coefficients

TerraSAR images were firstly radiometrically calibrated (Fig. 3) according to the following equation⁴⁰:

$$\sigma^{\circ linear} = (K_s \cdot DN^2 - NEBN) \cdot \sin(\Theta) \quad (1)$$

Where:

K_s is the calibration constant

DN is the digital number of each pixel (amplitude of the backscattering signal)

$NEBN$ is the Noise Equivalent Beta Naught (sensor noise)

Θ is the radar incidence angle

This equation transforms the digital number of each pixel into a backscattering coefficient on a linear scale.

A Lee refined filter⁴¹ was then applied using a window of 3*3 pixels to reduce speckle noise. The choice of the window size was made to decrease the speckle noise while maintaining a fine spatial scale, which is necessary to ensure the detection of small objects such as ditches. The image was then geocoded using the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) data to correct topographic deformations. The images were also geometrically corrected to the Lambert-RGF93/IGN-69 system using 55 ground control points selected from orthophoto images with a 0.5 meter resolution. The geometric correction accuracy was less than one pixel (i.e. 1.5 m). The backscattering coefficients $\sigma^{\circ HH}$ and $\sigma^{\circ VV}$ were then calculated in decibels (dB):

$$\sigma^{\circ} (db) = 10 \cdot \log_{10}(\sigma^{\circ}) \quad (2)$$

2.3.2 The polarimetric parameter

A 2x2 covariance (C_2) matrix was firstly extracted from the raw images (Fig. 3) using PolSARpro v4.0 software (Polarimetric SAR Data Processing and Educational Toolbox)⁴². A Lee refined filter⁴¹ was applied using a window of 3*3 pixels to reduce speckle noise. The geocoding process was in this case directly applied to the elements of the 2x2 C_2 matrix which were independent of the polarimetric absolute phase⁴³.

The Shannon entropy (SE), which corresponds to the sum of two contributions related to the intensity and the degree of polarization⁴³, was then calculated from the 2x2 covariance matrix C_2 to identify the flooded vegetation formations and monitor non-flooded vegetation phenology. SE measures the disorder encountered in polarimetric SAR images. Each pixel of a TerraSAR-X image is defined as a complex 2D target vector \underline{k} that follows a 2-D circular Gaussian process with a zero mean and covariance C_2 matrix⁴³:

$$P_{C_2}(\underline{k}) = \frac{1}{\pi^2 |C_2|} \exp(\underline{k}^{T*} * C_2^{-1} \underline{k}) \quad (3)$$

Where T^* stands for transpose - conjugate.

The intensity (I_C) and the degree of polarization (P_C) should be defined from the averaged covariance matrix C_2 using the following expression:

$$I_C = T_r(C_2) \text{ and } P_C = \sqrt{1 - 4 \frac{|C_2|}{T_r(C_2)^2}} \quad (4)$$

Where $Tr(.)$ and $|\cdot|$ stand respectively for the trace and determinant of the matrix.

The Shannon Entropy (SE) is defined, for a general density function, by:

$$S[P_C(\underline{k})] = \int P_C(\underline{k}) \log[P_C(\underline{k})] d\underline{k} \quad (5)$$

Where $\int(\cdot) d\underline{k}$ stands for complex 2D integration.

In the case of a circular Gaussian process, the SE can be decomposed as the sum of two terms: the intensity contribution (SE_I) that depends on the total backscattered power and the polarimetric contribution (SE_P) that depends on the Barakat degree of polarization P_C^{44} . SE measures the randomness scattering which can be due to variations of backscatter power (SE_I) or backscatter polarization (SE_P).

$$SE = \log(\pi^2 e^2 |C_2|) = SE_I + SE_P \quad (6)$$

$$SE_I = 2 \log\left(\frac{\pi e I_C}{2}\right) = 2 \log\left(\frac{\pi e T_r(C_2)}{2}\right) \quad (7)$$

$$SE_P = \log(1 - P_C^2) = \log\left(4 \frac{|C_2|}{T_r(C_2)^2}\right) \quad (8)$$

Each of the considered variables, i.e. σ° HH, σ° VV and SE index, varies with wetland flooding status. Therefore, classifying these time series may be of great interest for the identification of wetland status. The polarimetric parameter of Shannon entropy is derived from the C_2 matrix which includes information contained in σ° HH and σ° VV images. Thus, we compared the efficiency of σ° HH, σ° VV images, but also of the combination of HH and VV (HH/VV ratio and a vector combining σ° HH and σ° VV) in order to precisely evaluate SE potential to classify vegetation formations in herbaceous wetlands.

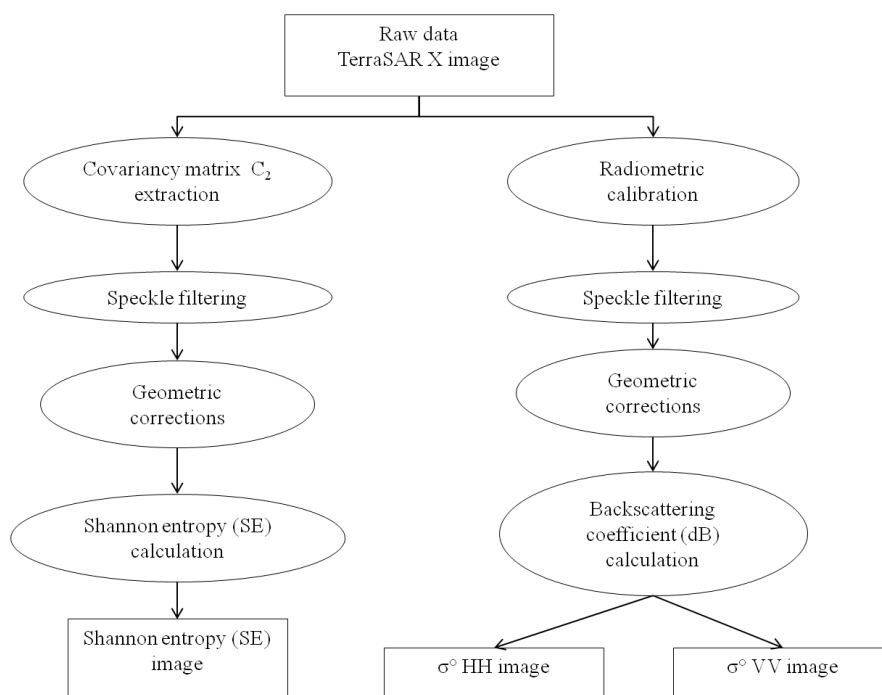


Figure 3. Image preprocessing workflow.

2.4. Image processing

A total of three supervised classification methods, namely K-Nearest Neighbors (K-NN), Decision Tree (DT) and Support Vector Machine⁴⁵ (SVM) were used to examine their suitability for the classification of vegetation formations (Fig. 4).

The K-NN classifier is a well known method frequently used in various types of classification problems. Based on the training samples, for a given proposition, its K closest samples in the training set (K being fixed by the user) are extracted. The associated label is the one that is in majority among these K samples⁴⁶.

The core principle of decision trees (DT) is to decompose a multi-label classification problem into a series of tests leading to a partition of the data space into homogeneous sub-regions in terms of classes^{47,48}. Nodes represent the different tests and leaves represent major classes. Each node in a decision tree has only one parent and two or more descendant nodes. The tree is automatically constructed from training examples by sequentially subdividing it according to a given decision framework. A class label is assigned to each observation according to the leaf node into which the observation falls. The data-set is then recursively partitioned into smaller subdivisions on the basis of a set of tests defined at each branch (or node) in the tree. More details about decision trees can be found in^{47,48}.

SVM techniques initially aim at extracting the best linear separation between two classes of the training set. However SVM are not limited to linear discrimination and one of their main interests is their simple extension to non-linear separations through the *kernel trick*: the classification is not performed in the initial space but in a projected one that enhances class separability. From a theoretical point of view, a projected space of very high dimensions enables a better separation

between classes. In practice however, the associated time computation increases drastically when considering high dimensional spaces. Therefore, instead of defining the complete mapping function to perform the transformation, only the scalar product (i.e. the *kernel*) that enables a comparison between the data in the mapped space has to be known. The comparisons of values within the training set are defined through the kernel functions and the best separation, i.e. the largest gap between two classes, is used as a linear discriminator. New examples to classify are then compared in the mapped space. More details about the SVM techniques and their extension to multi-label classification can be found in Zhang, 2011⁴⁹. In this study, we tested the SVM classification techniques using several kernels: linear (a linear kernel is only the scalar product plus a constant), polynomial (a polynomial kernels are linear ones raised to a power d which has to be set), Gaussian (a Gaussian kernel corresponds to a space of infinite dimensions –i.e. the Reproducing Kernel Hilbert Space- and is parameterized by the standard deviation of the Gaussian function), Gaussian-DTW (Gaussian-DTW is a Gaussian kernel where the l-2 norm is changed by the « dynamic time warping » criterion which is suited to the comparison of time series³⁹), and the Gaussian-GAK (Gaussian-GAK is a Gaussian-DTW excepted that the time series criterion is based on « Global Alignment Kernels »⁵⁰). The two last kernels are based on measurements adapted to time series. DTW is the most popular and has been introduced 30 years ago. Even if DTW performs efficiently, it is not a real distance in the sense that DTW does not necessarily respect the triangular inequality that any distance D has to follow: $D(A,B) \leq D(A,C) + D(C,B)$. DTW is then not optimal when embed into a kernel. For this reason, alternative criteria based on DTW have been proposed as the GAK which is similar to DTW but which respects the triangular inequality.

All parameters (order of polynoms, standard deviation for the Gaussian kernel) were set by k -fold cross-validation⁵¹: the training sample was randomly partitioned into k equal size subsamples. The classification process was applied on a set of varying parameters where $k - 1$ subsamples were used as training data and the remaining one was used for validation. This process was repeated by changing the training/validation subsamples and the optimal parameter combination was kept. Cross-validation is a common and sound procedure for fixing parameters in classification processes.

In order to evaluate the suitability of SVM for the classification of vegetation formations using multi-temporal TERRASAR-X data, we have compared our results with those obtained using two other common classification procedures (k-NN and decision trees).

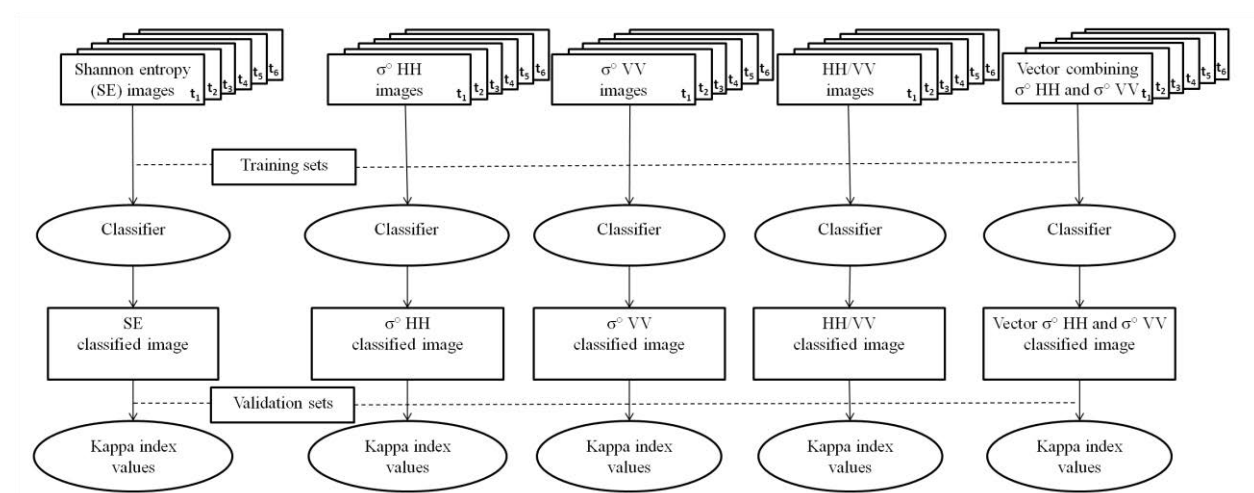


Figure 4. Image processing workflow. The data input time series corresponds to the Shannon Entropy, σ^0 HH, σ^0 VV, and HH/VV images and the vector composed of σ^0 HH and σ^0 VV for the image dates selected (T1 to T6). Three classifiers were used (K-NN, Decision Tree, SVM). The SVM classifications were performed using 5 different kernels: Gaussian, linear, exponential, GAK and dynamic time warping kernels.

The accuracy of the classifications was defined using a Kappa index which expresses the proportional reduction in error generated by a classification process compared with the error of a completely random classification⁵¹. This index is commonly used for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models⁵².

3 Results

The analysis of annual variation of the SE, σ^0 HH and σ^0 VV and HH/VV parameters for each vegetation formation shows that radar backscattering and SE values are lower for the ‘Pond’ class than for classes including vegetation (Fig. 5). This feature, due to specular reflection from the water surface, allows the accurate determination of open water without vegetation. The ‘Wooded area’ class elicits high values both for SE and backscattering coefficients in HH and VV polarizations. This is assumed to originate from tree volume as well as multiple scattering mechanisms of wooded areas²³. However, we note that the SE as well as the σ^0 HH and VV parameters show a signal increase during the year that could be explained by the leaf phenology of the trees. The density of leaves increases the backscattering coefficients and Shannon entropy values at the beginning of the time series. Regarding SE, this increase is mainly due to SE₁ (tests not included in this paper) which could be explained by the interaction between the branches, leaves and radar signal, increasing the backscattered power.

The ‘Ditches and pond belt’ class exhibits very low SE values and backscattering coefficients for April (SE: -4; σ^0 HH: -19 dB, σ^0 VV: -20 dB). The values of these parameters increase until July and then decrease until September. The low values at the beginning of the time series could be explained by the water contained in canals and ditches as previously explained. The increase in values is driven by the emerging vegetation associated with the water level decrease.

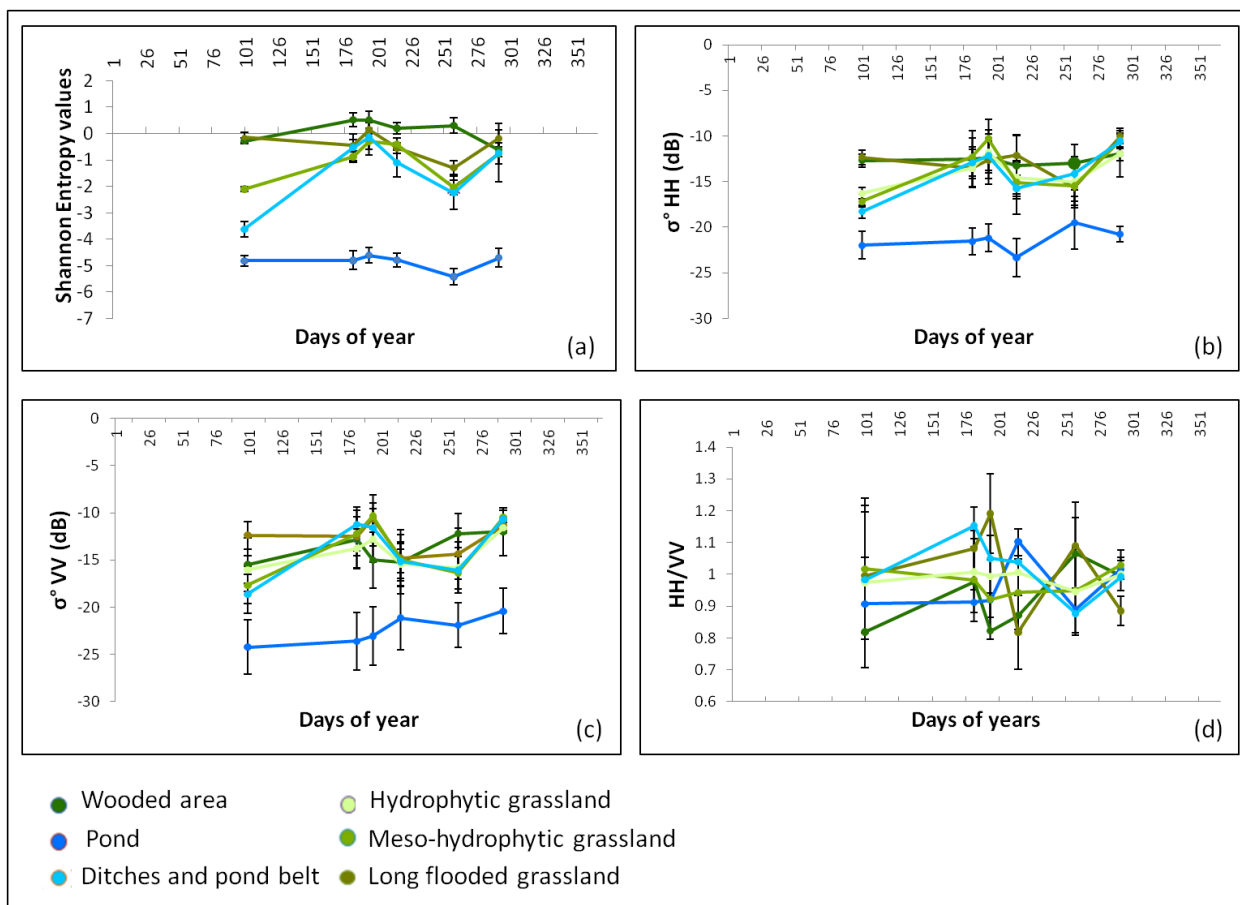


Figure 5. Annual variation of the (a) Shannon entropy index, (b) σ° HH, (c) σ° VV and (d) HH/VV mean and standard deviation values for each vegetation formation class estimated from 20 field samples.

The 'Long-flooded grassland' class presents a high SE value (0) and high σ° HH and VV values (-13dB) in April. Indeed, flooded grasslands exhibit a higher number of polarimetric mechanisms and higher backscattering coefficients than non-flooded grasslands. These high values could be explained by the presence of herbaceous vegetation and water (emergent vegetation), generating higher intensity values and double bounce mechanisms on this area (Fig. 6).

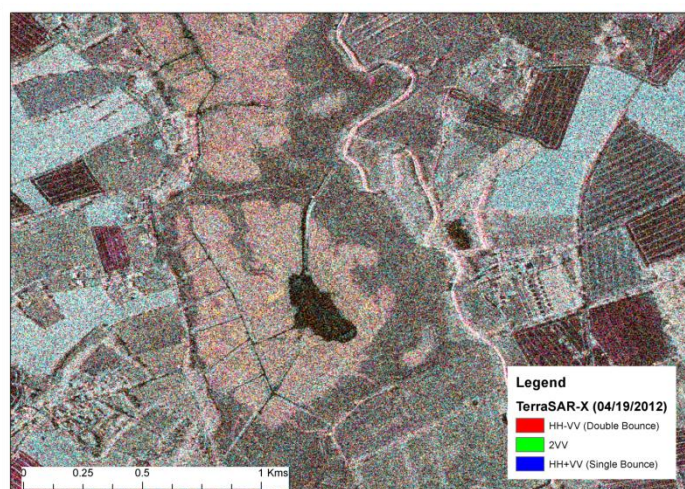


Figure 6. Colored composition of TerraSAR-X polarimetric indicators. *Areas in red correspond to emergent vegetation. At this period of the year (April), the double bounce is the dominant backscattering mechanism for emergent herbaceous vegetation.*

The radar signal decreases at the end of the time series. This decrease could be explained by i) the drying of the long-flooded grasslands and ii) grazing pressure. Indeed, the backscattering coefficient value and the number of mechanisms are higher in tall grasslands that were not grazed. At the end of the summer (i.e. in September), the values of the three parameters decreased. This reveals short grassland cover due to continuous grazing during the vegetation period from March to September.

Finally, the ‘Meso-hygrophytic grassland’ and ‘Hygrophytic grassland’ classes elicit the same annual variation from June to October. This variation could be explained by grazing pressure as explained above. We note that in April the three parameters' values are higher for the ‘Hygrophytic grassland’ class than for the ‘Meso-mesophytic grassland’ class. This reveals the spring flood events over the hygrophytic grasslands whereas the meso-mesophytic grasslands were less inundated.

As mentioned in section 2, we tested three classification techniques for the five radar parameters. The results that are depicted in Table 2 show that the SVM classifier using a Gaussian kernel has the highest accuracy (Kappa index (KI): $0.13 < KI < 0.85$) in all situations. Furthermore, the SE index appears to be the most discriminative variable to identify vegetation formations ($0.85 < KI < 0.29$) whereas $\sigma^{\circ} HH / \sigma^{\circ} VV$ and the vector combining HH and VV do not appear to be useful here. Hence, the combination of the SE index and the SVM classification using a Gaussian kernel is well suited to automatically map the distribution of vegetation formations in wetland areas (Table 2 and Fig. 7). The confusion matrix shows that high precision is achieved for all the classes considered (Table 3). The ‘Ditches and pond belt’ class presents an excellent detection rate. Misclassification errors between meso-hygrophytic and hygrophytic grasslands occur because they are quite similar and spatially close in wetland areas.

Table 2. Kappa index values for the six classification techniques applied to five radar parameters (SE, σ° HH and σ° VV, σ° (HH/VV), the vector combining σ° HH and σ° VV.

	SVM using a linear kernel	SVM using a polynomial kernel	SVM using a Gaussian kernel	SVM using a dtw kernel	SVM Gak	Decision tree	k-NN
SE	0.73	0.73	0.85	0.29	0.32	0.66	0.74
σ° HH	0.40	0.4	0.48	0.19	0.18	0.39	0.35
σ° VV	0.31	0.31	0.33	0.19	0.14	0.34	0.35
σ° (HH/VV)	0.02	0.02	0.13	0.05	0.09	0.09	0.13
Vector combining σ° HH and σ° VV	0.43	0.43	0.48	0.21	0.37	0.36	0.29

Table 3. Confusion matrix between the vegetation formation classification derived from TerraSAR-X multi-temporal images (lines) and the validation set (columns). *The classification was performed using the combination of the SE index and the SVM classifier using a Gaussian kernel.*

		Validation						Over-detection
Classification	Code	1	2	3	4	5	6	Total
Wooded area	1	144		9				153
Pond	2		180					180
Long-flooded grassland	3	36		162	9	9		216
Hydrophytic grassland	4				126	9	9	144
Meso-hydrophytic grassland	5			9	45	162	45	261
Ditches and pond belt	6		9			36	126	162
Total column		180	180	180	180	180	180	1080
Under-detection		0.2	0.00	0.1	0.3	0.1	0.3	
Kappa index	0.85							
Global accuracy	85%							

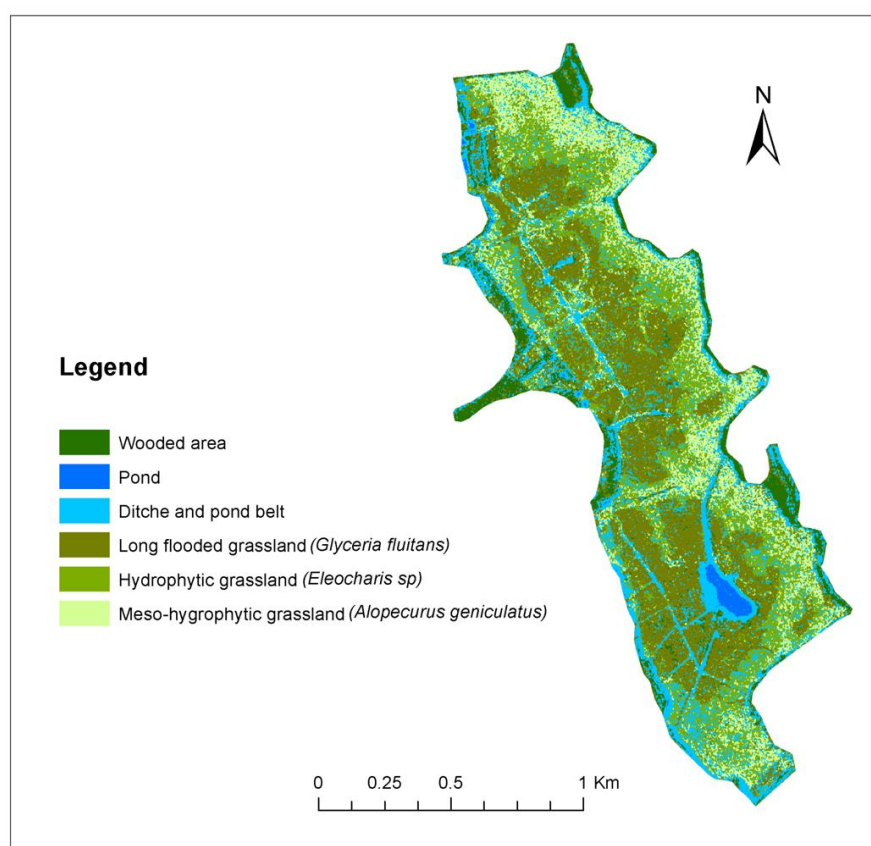


Figure 7. Map of the distribution of vegetation formations in wetland areas obtained from the series of TerraSAR-X images. *The classification was performed using the combination of the SE index and the SVM classifier using a Gaussian kernel.*

4 Discussion

The vegetation formation map was produced with very high accuracy ($Kappa > 0.8$) thanks to the flood duration detection using SE time series. The classification of TerraSAR-X time series images can be used to monitor the open water and the emergent vegetation throughout the year. This result reveals the importance of the use of polarimetric parameters for this purpose. Most of the studies using SAR imagery for wetland mapping use backscattering coefficients to detect flooded vegetation^{22,23,26,28} or open water^{12,22}. In this study, we show the importance of the use of polarimetric parameters instead of the backscattering coefficient alone (HH or VV) or combined (HH and VV), as it was shown by Lee et al., 2001⁵³. The results also point out that SE is efficient to differentiate indirectly vegetation formations, based on their flooded status. This polarimetric indicator was until now only used for open water detection³⁵ but not yet for emergent vegetation detection. Thus, emergent vegetation could be characterized not only using polarimetric indicators^{54,19} but also using SE.

Results show that multitemporal TerraSAR-X data allow to map wetland vegetation with a higher accuracy than other SAR data⁵⁸ which allow the identification of main land-cover classes, e.g. water, wood, or fens using textural^{56,18} or polarimetric parameters³¹. Indeed, the derived vegetation map can provide useful descriptors for wetland functional assessment⁵.

This approach has been applied to a treeless herbaceous wetland. According to Schmitt³¹, TerraSAR-X data acquired in dual-pol mode could detect swamp forests in temperate areas. However, some studies have shown that only large wavelengths such as L band (e.g. ALOS sensor) can penetrate dense tropical swamp forests to detect water under the canopy^{28,18}. Thus, this approach may not be suitable for tropical swamp forests. Moreover, this approach is applicable to seasonally flooded wetlands. By definition, all *soils in wetlands are waterlogged* at least periodically, and vegetation is adapted to these conditions⁵. In rarely flooded wetlands, the spatio-temporal variation of the soil moisture that is a good indicator of the distribution of vegetation formations, could be retrieved from the monitoring of bare soils using SAR images⁵⁷ but it is still a challenging task with on those covered by vegetation⁵⁸.

Concerning the classification techniques, the best efficiency of SVM with Gaussian kernels is consistent with the theory of kernels: it is indeed proven that a transformed space with a Gaussian kernel leads to the Reproducing Kernel Hilbert Space that has widely been studied (see for example⁴⁶) and which is of infinite dimensions. This property is of utmost importance since the class separability is maximum. Therefore, this explains the superiority of Gaussian kernels with respect to linear or polynomial kernels. Although its performances are satisfactory, one can nevertheless reasonably assume that the substitution of the usual L2 norm in the Gaussian formulation with a criterion adapted to time series (such as DTW or GAK) will improve the overall accuracy. Surprisingly, such a situation completely decreases the kappa values (as depicted in the last column of Table 2). To explain this, let us outline here that such criteria belong to the family of “elastic” ones: they aim at finding the best warping between two series even if they are not perfectly aligned in time. They are designed for the comparison of time series with in general more than 20 points. Here we are rather manipulating multi-temporal data than time series and this explains the low efficiency of DTW and GAK in this application. Elastic kernels will probably be better suited for the manipulation of larger time series. However, as expected, we observe that GAK performs better than DTW.

Regarding image acquisition, it would be very interesting to use a full monthly time series to monitor the wetland dynamics over one complete hydrological season. This could reveal the key periods needed to map the vegetation formations in wetlands. Some studies⁵ have shown that the most important period to explain the vegetation formation distribution is the spring drying period i.e. between February and June for temperate climates. Thus, it would be interesting to increase the number of TerraSAR-X images during this key period to characterize spatio-temporal water changes in order to map the vegetation at the communities scale. Moreover, it would be interesting to compare the results obtained in this study with wetland vegetation mapping using a full polarimetric acquisition time series such as RADARSAT-2 images. Indeed, the HV polarization mode could help to discriminate different flooded vegetation species.

Besides, whereas this study shows that herbaceous formation vegetation units can be successfully mapped using high resolution SAR images, Hill et al.⁵⁵ highlighted that the combination of SAR and optical data can be used to better characterize herbaceous vegetation than SAR or optical data alone. Some other recent studies demonstrated that plant associations in wetlands can be identified using multispectral⁵⁹ or hyperspectral⁶⁰ images but with low classification accuracies in some cases. In this view, coupling SAR and optical data appears to be a promising opportunity for accurately mapping wetland vegetation.

5 Conclusion

This paper explores the use of multi-temporal TerraSAR-X images for herbaceous wetland mapping. The results show that vegetation formations can be identified very accurately from the classification of SE temporal profiles derived from TerraSAR-X images. They also reveal the importance of the use of polarimetric parameters instead of backscattering coefficients alone or combined.

TerraSAR-X time-series images can be used to monitor the water extent and the vegetation structure throughout the year. These ecological parameters, that are relevant to map vegetation formations⁶, are directly linked to the hydrological regime and the use of grassland.

The analysis of the relationship established between vegetation formations and the surface hydrodynamics of the wetland should help to predict spatio-temporal dynamic processes in the wetland, such as vegetation colonization.

Acknowledgements

This work has been supported by the DIVA 3- AGRICONNECT program, the CNES and the DLR. We also wish to thank Cendrine Mony and Bernard Clément (Ecobio UMR 6553 CNRS) for providing us with the field data and Christophe Cudennec (UMR AGROCAMPUS OUEST/INRA 1069 SAS) for the hydrological data.

References

1. Keddy, P. A. Fraser, L. H., Solomeshch, A. I., Junk, W. J., Campbell, D. R., Arroyo, M. T. & Alho, C. J. Wet and Wonderful: The World's Largest Wetlands Are Conservation Priorities. *BioScience* **59**, 39–51 (2009).
2. Mitsch, W. & Gosselink, J. . *Wetlands, 4th edition*. (Wiley).
3. Turner, R. Défaillances des politiques dans la gestion des zones humides. in *OCDE Ed Défaillances Marché Gouv. Dans Gest. L'environnement Zones Humides Forêts*» 9–47 (1992).
4. Finlayson, C. M., Davidson, N. C., Spiers, A. G. & Stevenson, N. J. Global wetland inventory – current status and future priorities. *Mar. Freshw. Res.* **50**, 717–727 (1999).
5. Maltby, E. *The wetlands handbook*. (Wiley-Blackwell, 2009).
6. Zedler, J. Ecological restoration: guidance from theory. *San Franc. Estuary Watershed Sci.* **3**, (2005).
7. Clement, B., Maltby, E., Hogan, D. & McInnes, R. Relationships between vegetation, hydrology and soil properties in river marginal wetlands of the River Torridge basin. in *INRA* **79**, 305–314 (1996).
8. Marion, B., Bonis, A. & Bouzillé, J.-B. How Much does Grazing-Induced Heterogeneity Impact Plant Diversity in Wet Grasslands? *Ecoscience* **17**, 229–239 (2010).
9. Amiaud, B., Bouzillé, J.-B., Tournade, F. & Bonis, A. Spatial patterns of soil salinities in old embanked marshlands in western France. *Wetlands* **18**, 482–494 (1998).
10. Ellenberg, H. *Vegetation ecology of Central Europe*. xxii + 731 pp. (2009).
11. Hubert-Moy, L. 'Wetlands', In our Earth's changing land: an encyclopedia of land use and land-cover change. *H Geist Ed Greenwood Press Westport Conn. USA* 665–671 (2006).
12. Töyrä, J. & Pietroniro, A. Towards operational monitoring of a northern wetland using geomatics-based techniques. *Remote Sens. Environ.* **97**, 174–191 (2005).

13. Alexandridis, T. K., Lazaridou, E., Tsirika, A. & Zalidis, G. C. Using Earth Observation to update a Natura 2000 habitat map for a wetland in Greece. *J. Environ. Manage.* **90**, 2243–2251 (2009).
14. Civco, D., Hurd, J., Prisloe, S. & Gilmore, M. Characterization of Coastal Wetland Systems using Multiple Remote Sensing Data Types and Analytical Techniques. in *IEEE Int. Conf. Geosci. Remote Sens. Symp. 2006 IGARSS 2006* 3442–3446 (2006). doi:10.1109/IGARSS.2006.883
15. MacAlister, C. & Mahaxay, M. Mapping wetlands in the Lower Mekong Basin for wetland resource and conservation management using Landsat ETM images and field survey data. *J. Environ. Manage.* **90**, 2130–2137 (2009).
16. Davranche, A., Lefebvre, G. & Poulin, B. Wetland monitoring using classification trees and SPOT-5 seasonal time series. *Remote Sens. Environ.* **114**, 552–562 (2010).
17. Corcoran, J., Knight, J., Brisco, B., Kaya, S., Cull, A., Murnaghan, K. The integration of optical, topographic, and radar data for wetland mapping in northern Minnesota. *Can. J. Remote Sens.* **37**, 564–582 (2011).
18. Betbeder, J., Gond, V., Frappart, F., Baghdadi, N., Briant, G., Bartholome, E. Mapping of Central Africa Forested Wetlands Using Remote Sensing. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* **7**, 531–542 (2014).
19. Smith, L. C. Satellite remote sensing of river inundation area, stage, and discharge: a review. *Hydrol. Process.* **11**, 1427–1439 (1997).
20. Townsend, P. A. Mapping seasonal flooding in forested wetlands using multi-temporal Radarsat SAR. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* **67**, 857–864 (2001).
21. Marechal, C., Pottier E., Hubert-Moy L., Rapinel S. Mapping dynamic wetland processes with a one year RADARSAT-2 quad pol time-series. in *Geosci. Remote Sens. Symp. IGARSS 2011 IEEE Int.* 126–129 (2011). doi:10.1109/IGARSS.2011.6048914
22. Hess, L. L., Melack, J. M., Novo, E. M. L. ., Barbosa, C. C. . & Gastil, M. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sens. Environ.* **87**, 404–428 (2003).
23. Frappart, F., Seyler, F., Martinez, J.-M., León, J. G. & Cazenave, A. Floodplain water storage in the Negro River basin estimated from microwave remote sensing of inundation area and water levels. *Remote Sens. Environ.* **99**, 387–399 (2005).
24. Kasischke, E. . & Bourgeau-Chavez, L. Monitoring South Florida wetlands using ERS-1 SAR imagery. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* **63**, 281–291 (1997).
25. Touzi, R., Boerner, W. M., Lee, J. S. & Lueneburg, E. A review of polarimetry in the context of synthetic aperture radar: concepts and information extraction. *Can. J. Remote Sens.* **30**, 380–407 (2004).
26. Evans, T. L. & Costa, M. Landcover classification of the Lower Nhecolândia subregion of the Brazilian Pantanal Wetlands using ALOS/PALSAR, RADARSAT-2 and ENVISAT/ASAR imagery. *Remote Sens. Environ.* **128**, 118–137 (2013).
27. De Grandi, G., Rosenqvist, A., Mayaux, P., Rauste, Y., Kattenborn, G., Simard, M., Saatchi, S. & Leysen, M. Flooded Forest Mapping at Regional Scale In the Central Africa Congo River Basin: First Thematic Results Derived by ERS-1 and JERS-1 Radar Mosaics, Second Retrieval of Bio- and Geophysical Parameters from SAR data for Land Applications. in *ESA Ref SP-441 Noordwijk Neth. ESA ESTEC* 253–260
28. Takada, M., Mishima, Y. & Natsume, S. Estimation of surface soil properties in peatland using ALOS/PALSAR. *Landsc. Ecol. Eng.* **5**, 45–58 (2009).

29. Silva, T. S. F., Costa, M. P. F., Melack, J. M. & Novo, E. M. L. M. Remote sensing of aquatic vegetation: theory and applications. *Environ. Monit. Assess.* **140**, 131–145 (2008).
30. Dehouck, A., Lafon, V., Baghdadi, N., Roubache, A. & Rabaute, T. Potential of TerraSAR-X imagery for mapping intertidal coastal wetlands. in *Proc. 4th TerraSAR-X Sci. Team Meet.* 8 (2011).
31. Schmitt, A., Leichtle, T., Huber, M. & Roth, A. ON THE USE OF DUAL-CO-POLARIZED TERRASAR-X DATA FOR WETLAND MONITORING. *ISPRS - Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* **XXXIX-B7**, 341–344 (2012).
32. Brisco, B., Touzi, R., Van der Sanden, J.J., Charbonneau, F., Pultz, T.J., D'Iorio, M. Water resource applications with RADARSAT-2 – a preview. *Int. J. Digit. Earth* **1**, 130–147 (2008).
33. Hong, S.-H., Wdowinski, S. & Kim, S.-W. Evaluation of TerraSAR-X Observations for Wetland InSAR Application. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **48**, 864–873 (2010).
34. Poncos, V., Teleaga, D., Bondar, C. & Oaie, G. A new insight on the water level dynamics of the Danube Delta using a high spatial density of SAR measurements. *J. Hydrol.* **482**, 79–91 (2013).
35. Marechal, C., Pottier, E., Hubert-Moy, L. & Rapinel, S. One year wetland survey investigations from quad-pol RADARSAT-2 time-series SAR images. *Can. J. Remote Sens.* **38**, 240–252 (2012).
36. Laba, M., Downs, R., Smith, S., Welsh, S., Neider, C., White, J., Richmond, M., Philpot, W., & Baveye, P. Mapping invasive wetland plants in the Hudson River National Estuarine Research Reserve using quickbird satellite imagery. *Remote Sens. Environ.* **112**, 286–300 (2008).
37. Everitt, J. H., Yang, C. & Deloach, C. J. Remote Sensing of Giant Reed with QuickBird Satellite Imagery. *J. Aquat. Plant Manag.* **43**, 81–85 (2005).
38. Milne, A. K. & Tapley, I. J. *Wetland monitoring of flood extent, inundation patterns and vegetation, Mekong River Basin, South-east Asia and the Murray-Darling Basin, Australia*. 10 (ALOS Kyoto & Carbon Initiative, Science Team Reports, Phase 1, 2006-2008, Japanese Aerospace Exploration Agency, 2010).
39. Berndt, D. J. & Clifford, J. Using Dynamic Time Warping to Find Patterns in Time Series. in *KDD Workshop* **10**, 359–370 (1994).
40. Fritz, T. 'TerraSAR-X Level 1b Product Format Specification'. (2007).
41. Lee, J.-S. Speckle analysis and smoothing of synthetic aperture radar images. *Comput. Graph. Image Process.* **17**, 24–32 (1981).
42. Pottier, E. & Ferro-Famil, L. PolSARPro V5.0: An ESA educational toolbox used for self-education in the field of POLSAR and POL-INSAR data analysis. in *Geosci. Remote Sens. Symp. IGARSS 2012 IEEE Int.* 7377–7380 (2012). doi:10.1109/IGARSS.2012.6351925
43. Lee, J.-S. & Pottier, E. *Polarimetric Radar Imaging: From Basics to Applications*. (CRC Press, 2009).
44. Réfrégier, P. & Morio, J. Shannon entropy of partially polarized and partially coherent light with Gaussian fluctuations. *J. Opt. Soc. Am. A* **23**, 3036–3044 (2006).
45. Cortes, C. & Vapnik, V. Support-vector networks. *Mach. Learn.* **20**, 273–297 (1995).
46. Fukunaga, K. *Introduction to Statistical Pattern Recognition*. (Academic Press, 1990).
47. Breiman, L., Friedman, J., Olshen, R. & Stone, C. Classification and Regression Trees. in *Wadsworth Brooks* (1984).
48. Friedl, M. A. & Brodley, C. E. Decision tree classification of land cover from remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* **61**, 399–409 (1997).
49. Zhang, T. An Introduction to Support Vector Machines and Other Kernel-Based Learning Methods. *AI Mag.* **22**, 103 (2001).
50. Cuturi, M. Fast Global Alignment Kernels. in *Proc. 28th Int. Conf. Mach. Learn. ICML-11* (Getoor, L. & Scheffer, T.) 929–936 (ACM, 2011). at <http://www.icml-2011.org/papers/489_icmlpaper.pdf>

51. Congalton, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* **37**, 35–46 (1991).
52. Fielding, A. H. & Bell, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.* **24**, 38–49 (1997).
53. Lee, J.-S., Grunes, M. R. & Pottier, E. Quantitative comparison of classification capability: fully polarimetric versus dual and single-polarization SAR. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **39**, 2343–2351 (2001).
54. Henderson, F. M. & Lewis, A. J. Radar detection of wetland ecosystems: a review. *Int. J. Remote Sens.* **29**, 5809–5835 (2008).
55. Hill, M. J. Ticehurst, T.J., Lee, J.S., Grunes, M.R., Donald, G.E., Henry, D. Integration of optical and radar classifications for mapping pasture type in Western Australia. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **43**, 1665–1681 (2005).
56. Gosselin, G., Touzi, R. & Cavayas, F. Wetland Characterization and Classification using Polarimetric Radarsat-2 capability for the Lac Saint-Pierre region (Canada). in *Proc. Geomatrix'12 26-29 Febr. 2012* 4 (2012).
57. Aubert, M., Baghdadi, N., Zribi, M., Douaoui, A., Loumagne, C., Baup, F., El Hajj, M., Garrigues, S. Analysis of TerraSAR-X data sensitivity to bare soil moisture, roughness, composition and soil crust. *Remote Sens. Environ.* **115**, 1801–1810 (2011).
58. Kornelsen, K. C. & Coulibaly, P. Advances in soil moisture retrieval from synthetic aperture radar and hydrological applications. *J. Hydrol.* **476**, 460–489 (2013).
59. Martínez-López, J., Carreño, M. F., Palazón-Ferrando, J. A., Martínez-Fernández, J. & Esteve, M. A. Remote sensing of plant communities as a tool for assessing the condition of semiarid Mediterranean saline wetlands in agricultural catchments. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation* **26**, 193–204 (2014).
60. Schmidtlein, S., Zimmermann, P., Schüpferling, R. & Weiß, C. Mapping the floristic continuum: Ordination space position estimated from imaging spectroscopy. *J. Veg. Sci.* **18**, 131–140 (2007).



Julie Betbeder received a Master's degree in "Environmental engineering" from the *Ecole Supérieure d'Agriculture*, Angers, France (2010). Until 2011, she was an engineer at the Center of Agricultural Research for Development (CIRAD, France), French Institute of Research for Development (Montpellier, France) and Center for International Forestry Research (Bogor, Indonesia), working on optical and radar classification for tropical landscape mapping with experience in French Guiana, Congo basin and Borneo Island. She is currently working towards a Ph.D. degree at Littoral, Environment, and Remote Sensing (LETG Rennes COSTEL) for which her Ph.D. work is funded by CNES and the Brittany Region, Rennes, France. Her research interest is the evaluation of optical and radar SAR polarimetry data for the characterization of ecological continuities in European landscapes.

Caption List

FIGURE 1. LOCATION OF THE STUDY AREA THAT INCLUDES TWO WATERWORKS (1) AND (2) FOR WATER MANAGEMENT.....	318
FIGURE 2. ACQUISITION DATES OF TERRASAR-X IMAGES COMPARED TO DATES OF WATER MANAGEMENT OF THE SOUGÉAL MARSH (SOURCE: DREAL BANQUE HYDRO).....	319
FIGURE 3. IMAGE PREPROCESSING WORKFLOW.....	322
FIGURE 4. IMAGE PROCESSING WORKFLOW. <i>THE DATA INPUT TIME SERIES CORRESPONDS TO THE SHANNON ENTROPY, $\Sigma^{\circ}HH$, $\Sigma^{\circ}VV$, AND HH/VV IMAGES AND THE VECTOR COMPOSED OF $\Sigma^{\circ}HH$ AND $\Sigma^{\circ}VV$ FOR THE IMAGE DATES SELECTED (T1 TO T6). THREE CLASSIFIERS WERE USED (K-NN, DECISION TREE, SVM). THE SVM CLASSIFICATIONS WERE PERFORMED USING 5 DIFFERENT KERNELS: GAUSSIAN, LINEAR, EXPONENTIAL, GAK AND DYNAMIC TIME WARPING KERNELS.</i>	324
FIGURE 5. ANNUAL VARIATION OF THE (A) SHANNON ENTROPY INDEX, (B) $\Sigma^{\circ}HH$, (C) $\Sigma^{\circ}VV$ AND (D) HH/VV MEAN AND STANDARD DEVIATION VALUES FOR EACH VEGETATION FORMATION CLASS ESTIMATED FROM 20 FIELD SAMPLES.	325
FIGURE 6. COLORED COMPOSITION OF TERRASAR-X POLARIMETRIC INDICATORS. <i>AREAS IN RED CORRESPOND TO EMERGENT VEGETATION. AT THIS PERIOD OF THE YEAR (APRIL), THE DOUBLE BOUNCE IS THE DOMINANT BACKSCATTERING MECHANISM FOR EMERGENT HERBACEOUS VEGETATION.</i>	326
FIGURE 7. MAP OF THE DISTRIBUTION OF VEGETATION FORMATIONS IN WETLAND AREAS OBTAINED FROM THE SERIES OF TERRASAR-X IMAGES. <i>THE CLASSIFICATION WAS PERFORMED USING THE COMBINATION OF THE SE INDEX AND THE SVM CLASSIFIER USING A GAUSSIAN KERNEL.</i>	328

TABLE 1. CHARACTERISTICS OF THE TERRASAR-X IMAGES.

TABLE 2. KAPPA INDEX VALUES FOR THE SIX CLASSIFICATION TECHNIQUES APPLIED TO FIVE RADAR PARAMETERS (SE, $\Sigma^{\circ}HH$ AND $\Sigma^{\circ}VV$, $\Sigma^{\circ}(HH/VV)$, THE VECTOR COMBINING $\Sigma^{\circ}HH$ AND $\Sigma^{\circ}VV$.

TABLE 3. CONFUSION MATRIX BETWEEN THE VEGETATION FORMATION CLASSIFICATION DERIVED FROM TERRASAR-X MULTI-TEMPORAL IMAGES (LINES) AND THE VALIDATION SET (COLUMNS). THE CLASSIFICATION WAS PERFORMED USING THE COMBINATION OF THE SE INDEX AND THE SVM CLASSIFIER USING A GAUSSIAN KERNEL.

ANNEXE F

MULTI-TEMPORAL OPTICAL AND RADAR DATA FUSION FOR CROP MONITORING: APPLICATION TO AN INTENSIVE AGRICULTURAL AREA IN BRITTANY (FRANCE)

Julie Betbeder⁽¹⁾, Marianne Laslier⁽¹⁾, Thomas Corpetti⁽¹⁾, Eric Pottier⁽²⁾, Samuel Corgne⁽¹⁾, Laurence Hubert-Moy⁽¹⁾

(1) UMR CNRS 6554 LETG Rennes COSTEL, Université Haute Bretagne, Place Henri Le Moal, 35043 Rennes, cedex, France (julie.betbeder@uhb.fr)

(2) IETR UMR CNRS 6164, Université de Rennes 1, Campus Beaulieu-bât 11D, 263, av du général Leclerc, CS 74205, 35042 Rennes Cedex, France.

1. INTRODUCTION

Whilst land cover and land use in intensive agricultural regions represent an important stake from an environmental point of view, crop monitoring is still critical [1]. Remotely sensed data are largely used to monitor cropland on large areas, but in some regions high spatiotemporal dynamics of crops make them difficult to identify at the field scale. Crop inventories are traditionally done using classification of optical data, but in some regions they are imprecise and incomplete, because these data are limited to cloud free periods [2]. Synthetic Aperture Radar (SAR) data provide a reliable alternative to optical images, because they are not sensitive to visibility conditions and they can be acquired by day or night. Besides, the recent development of radar systems characterized by high spatial and temporal resolutions with polarimetric information offers interesting potentialities for crop monitoring [2]. The combination of optical and radar data has shown its interest to identify crops or crop management types at a given date but series of multi-temporal data have not been evaluated.

The objective of this study was to evaluate how the combined use of multi-temporal optical and radar data can improve the precision of crop estimation in taking into account both discontinuous information on green vegetation and continuous information on vegetation cover. For that purpose, we firstly extracted biophysical variables and polarimetric and intensity parameters from optical and radar time-series respectively. We propose then to identify crops by considering not only one but several time-parameters. For fusion, we choose the framework of the Dempster-Shafer evidence theory [3], since it allows for some global ignorance, which is either present at the borders between the crop classes, or is due to the poor quality of some parameters.

2. STUDY AREA

The investigated area is a Long Ecological Research site named ‘Zone Atelier Armorique’ (130 km²), localized on the southern part of the Bay of the Mont-Saint-Michel, France (<http://osur.univ-rennes1.fr/za-armorique/>) (Figure 1) and referenced in the LTER-Europe (LterEurope.net) and the ILTER networks. This study focuses on an agricultural area mostly composed of small plots intended for grassland, maize, colza, barley and wheat (1 ha on average). The plots are surrounded by

a dense wooded hedgerow network in the southern part (115 m/ha) and by a sparse wooded hedgerow network in the northern part (44m/ha).

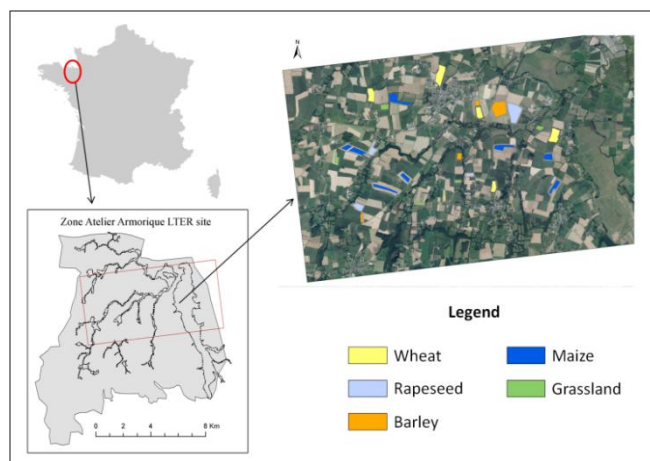


Figure 1- Location of the study site and field surveys

3. MATERIEL AND METHODS

A series of eight dual-polarization TerraSAR-X images were acquired during the vegetation season, from February 2013 to September 2013 in High Resolution Spotlight mode with HH and VV polarizations (**Table 1**). Four optical images were also acquired by the SPOT-4 sensor to simulate ESA's Sentinel 2 images (CNES SPOT-4 Take 5 operation) during the same period.

Crops were inventoried from field surveys conducted in 25 plots (80 000 pixels) during image

acquisition. Hemispherical photographs were also taken on 25 agricultural plots covered with different crops to derive the Leaf Area Index (LAI) using an empirical relationship as proposed by [4].

The different steps of the methodology are summarized in **Figure 2**.

Table.1- Remote sensing data used in the study

	Dates	Characteristics
TerraSAR X	16-02-2013	Spatial resolution : 1.5m
	10-03-2013	Band X (3.1 cm, 9.65 GHz)
	15-04-2013	Dual polarization (HH/VV)
	04-15-2013	High resolution spotlight
	15-05-2015	Incidence angle :37° (Right Ascending)
	17-06-2013	
	20-07-2013	
	20-09-2013	
Spot 4 Take 5	23-03-2013	Spatial resolution : 20m
	11-02-2013	B1 (green): 0.5-0.59 µm
	06-06-2013	B2 (red): 0.61-0.68 µm
	02-04-2013	B3 (NIR): 0.78-0.89 µm
		B4 (MIR):1.58-1.75 µm

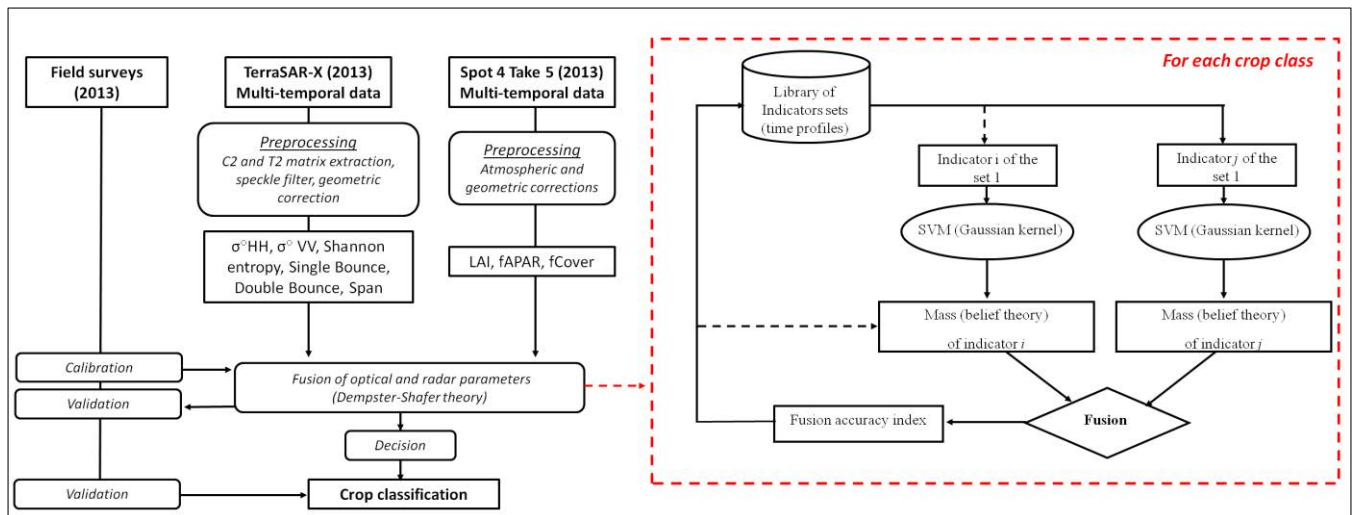


Figure 2- Image processing workflow

TerraSAR images were firstly preprocessed to extract several polarimetric and intensity parameters: the $\sigma^{\circ}\text{HH}$, $\sigma^{\circ}\text{VV}$, the Single Bounce (SB), the double Bounce (DB), the Shannon entropy and the span [5]. In most studies, the backscattering coefficient of radar signal (σ°) is largely used to map crops [2]. Nevertheless, polarimetric scattering signatures can be interpreted to improve crop identification in some cases. SPOT-4 images were also preprocessed to derive biophysical variables (LAI, fAPAR, and fCover) from a coupling of two radiative transfer model namely PROSPECT and SAIL [6]. These variables are widely used and linked to biomass, vegetation height and productivity.

For each class, a set of indicators of time profiles (derived from biophysical variables or from polarimetric or intensity parameters) was selected in the indicator library including 511 sets of 9 indicators [7]. For each set of profile indicators, the classification was computed on 50% of the field plots using a Support Vector Machine technique (Figure 2). The accuracy of the classifications was assessed using the other part of the field plots. For each one of the classifications the Kappa statistic was calculated. A data fusion was then applied on the sets of indicators based on the Dempster Shafer theory of evidence. The mass function was attributed according to

the Kappa Index value. Fusion accuracy was assessed using an index derived from the fused mass functions. Final crop classification was finally performed using the best indicator combination for each crop class.

4. RESULTS

Figure 3 shows that higher is the number of indicators involved in the fusion process, higher is the fusion accuracy index for each class. However, we can notice that the fusion accuracy reaches an asymptote for each crop class and thus we can conclude that a very good accuracy can be achieved using indicator sets including only few indicators. For each crop class we chose the best indicator set using three indicators maximum. The overall kappa reached for the global classification is 0.92 and the rate of good detection is 95% (Figure 4). Results show that (a) considering the reduction in both the false detection and non-detection rates, the combined use of indicator time-series derived from radar data improves classification accuracy, (b) the best indicator sets always contain polarimetric parameters, (c) the best indicator sets vary according to crop classes (Fig 4). Optical parameters appear less informative to classify land cover in this study, which can be explained by their spatial and temporal resolutions compared to the radar time series.

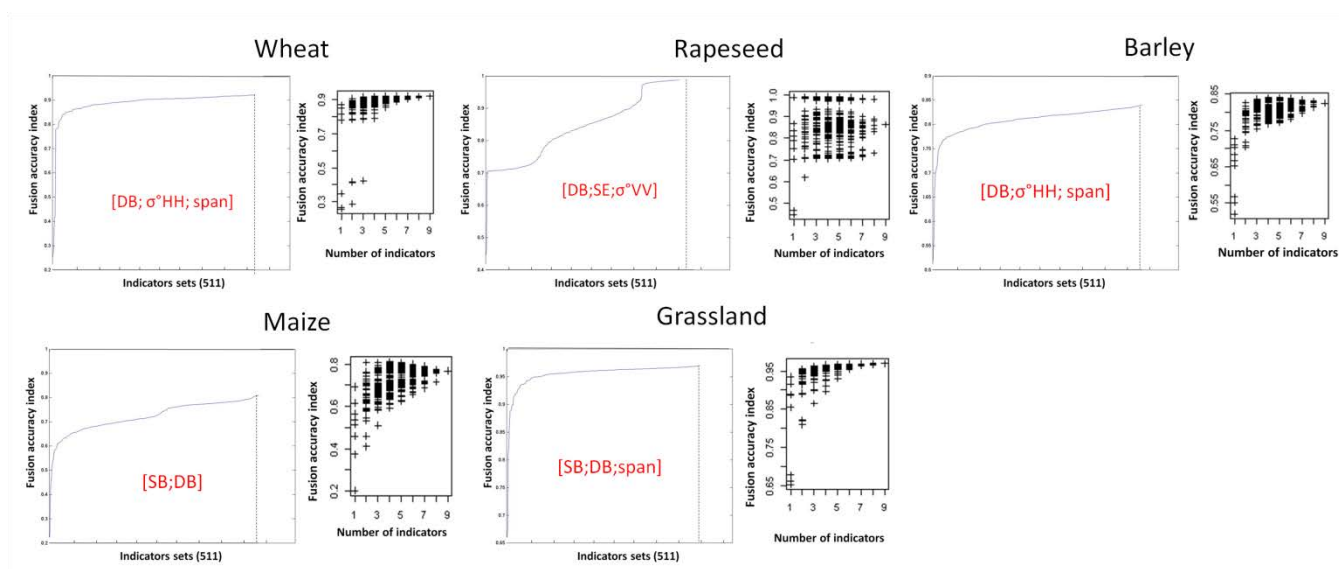


Figure 3- Best indicator sets defined for each crop class by the fusion accuracy index and the number of indicators used.

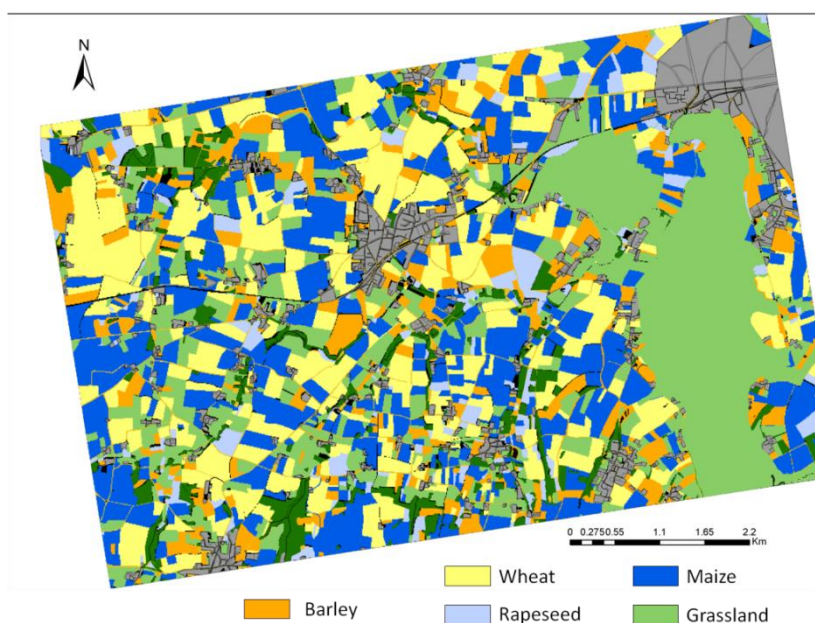


Figure 4- Final classification obtained using the best indicator set for each crop class

5. CONCLUSIONS

The aim of this article was to evaluate the fusion of optical and radar data for crop estimation. From our results, we showed that the fusion of polarimetric parameters and intensity indicators derived from TerraSAR-X time series allows to identify crops in an agricultural landscape with a very good accuracy (Kappa index= 0.90).

6. ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by the DIVA 3-AGRICONNECT program, the CNES (PhD grant to J. Betheder) and the DLR by providing TerraSAR-X imagery.

7. REFERENCES

- [1] D.B. Lobell and C.B. Field, “Global scale climate–crop yield relationships and the impacts of recent warming”, *Environmental Research Letters*, Vol.2, p. 7, 2007
- [2] N. Baghdadi, N. Boyer, P. Todoroff, M. El Hajj and A. Bégué, “Potential of SAR sensors TerraSAR-X, ASAR/ENVISAT and PALSAR/ALOS for monitoring sugarcane crops on Reunion Island”. *Remote Sensing of Environment*, 113, pp. 1724–1738, 2009
- [4] R.R.Yager, J.Kacprzik and M. Fedrizzi, “Advances in the Dempster-Shafer theory of evidence”. Wiley, USA, 1994
- [5] Demarez, V., Duthoit, S., Baret, F., Weiss, M., & Dedieu, G. (2008). Estimation of leaf area and clumping indexes of crops with hemispherical photographs. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148, 644–655.
- [6] Lee, J.-S., Pottier, E., 2009. *Polarimetric Radar Imaging: From Basics to Applications*. CRC Press.
- [7] Jacquemoud, S., Verhoef, W., Baret, F., Bacour, C., Zarco-Tejada, P., Asner, G., Franois, C., Ustin, S., Sep. 2009. PROSPECT + SAIL models: A review of use for vegetation characterization. *Remote Sensing of Environment*, 113 (Supplement 1), S56-S66.
- [8] Le Hegarat-Masclé S., Seltz R., **Hubert-Moy L.**, Corgne S., Stach N., 2006. Comparison of change detection by evidential fusion in four application Cases. *International Journal of Remote Sensing*, 27, 3515-353.

LISTE DES FIGURES

Figure I. 1. Variations des connectivités spatiales et fonctionnelles en fonction de la structure d'un paysage (adapté de Burel et Baudry 2003)	13
Figure I. 2. Eléments de base constituant un réseau écologique (Bennett 2003).	14
Figure I. 3. a) Formes (Bloemmen et Van Der Sluist 2004) et b) fonctions (Hess et Fischer 2001) des corridors écologiques	15
Figure I. 4. Les trois types de continuités dans les paysages agricoles (DIVA Agriconnect)	18
Figure II. 1. Spectre électromagnétique (http://culturesciencesphysique.ens-lyon.fr).	23
Figure II. 2. Décomposition du signal lidar lors de la mesure de surfaces complexes (Lefsky et al., 2002).	26
Figure II. 3. Ondes électromagnétiques en polarisation verticale (V) et horizontale (H) par rapport au plan d'incidence (http://www.rncan.gc.ca).	28
Figure II. 4. Historique de développement des SAR, modifié à partir de Ulaby, 1998	29
Figure II. 5. Géométrie d'acquisition d'une image radar.	29
Figure II. 6. Acquisition des données à partir d'un capteur RSO à visée latérale (adapté de Lee et Pottier, 2009)	31
Figure II. 7. Phénomène de raccourcissement des pentes ou « Foreshortening » lié à la géométrie de visée d'un capteur RSO (http://www.rncan.gc.ca)	31
Figure II. 8. Phénomène de raccourcissement des pentes ou « Foreshortening » lié à la géométrie de visée d'un capteur RSO (http://www.rncan.gc.ca)	32
Figure II. 9. Exemple d'évolution d'un champ électrique (Lee et Pottier, 2009)	35
Figure II. 10. Ellipse de polarisation (Lee et Pottier, 2009)	35
Figure II. 11. Classes générales de mécanismes de diffusion (a) simple rebond, (b) double rebond et (c) diffusion multiple.	38
Figure II. 12. Exemple de cibles canonique et de leur matrice S associé (adapté de Gabriel 2013 et Lee et Pottier 2009)	40
Figure II. 13. Exemple de mécanismes de rétrodiffusion présents dans une section de forêt	41
Figure II. 14. Fonction des linéaires bocagers : a) limite entre deux parcelles, b) brise-vent, c) production de bois et d) corridor écologique.	47
Figure II. 15. Différentes structures de haies liées aux pratiques agricoles (sources : Air Papillon, J. Baudry) : a) et b) haies de saules denses présentant plusieurs strates ; c) et d) haie sans strate arbustive, avant et après émondage et e) ancienne haie dont il ne reste plus que le talus.	48
Figure II. 16. Illustrations photographiques des fonctions des zones humides (crédit : S. Rapinel)	56
Figure II. 17. Réponse du signal radar en fonction de l'inondation d'un couvert forestier (source : Townsend 2001)	59
Figure II. 18. Principaux types de mécanismes de rétrodiffusion se produisant sur des types de végétation de zones humides présentant différentes physionomies végétales contrôlées par des durées d'inondation différentes (Parmuchi et al., 2002).	59
Figure III. 1. Démarche générale adoptée dans le cadre de cette thèse	71
Figure III. 2. Illustration de l'intérêt de la projection des données dans un espace de dimension plus grand pour faciliter leur classification. (a): L'objectif est de séparer deux classes de points (bleus et rouges) contenus dans un espace de dimension 1. Une séparation linéaire n'est pas possible dans ce cas. En augmentant le nombre de dimensions (cas (b)) une séparation linéaire est alors possible.	73
Figure III. 3. Power-set pour un cadre de discernement de trois hypothèses (A, B, C)	75

Figure III. 4. Exemple de différents degrés d'hétérogénéité d'un même paysage agricole observé à différentes échelles (J.Baudry).	77
Figure III. 5. Echelles de perception d'une parcelle agricole, à l'échelle de la parcelle photographie du haut et à l'échelle intra-parcellaire (photographie du bas) (Source J. Baudry).	78
Figure III. 6. Cartes illustrant des organisations spatiales différentes pour une même composition (source : J.Baudry)	79
Figure III. 7. Graphique représentant les deux composantes de l'hétérogénéité spatiale : la composition et la configuration. L'hétérogénéité de composition augmente avec une augmentation du nombre ou de l'équitabilité des types de couverts. L'hétérogénéité de configuration augmente avec une augmentation de la complexité de l'organisation spatiale des éléments du paysage (Duflot 2013 d'après Fahrig et al. 2011).	80
Figure III. 8. Exemple de jeu de lien crée sur un paysage bocager et de son graphe associé	82
Figure IV. 1. Localisation de la Zone Atelier Armorique et des sous-sites étudiés (sous-sites de « Pleine Fougères » et sous-site du Marais de Sougéal).	90
Figure IV. 2. Illustrations de haies localisées sur le sous-site du Marais de Boucey (Site des marais du bas Couesnon) (source : Air Papillon).	91
Figure IV. 3. Illustrations de haies localisées sur le sous-site du mini réseau B (site de Pleine-Fougères). Le réseau de haies présente des variations de structure de la canopée avec (a) ou sans (b) (c) strate herbacée et (c) haies émondées.	92
Figure IV. 4. Localisation des sous-sites d'étude retenus au sein du site des marais du bas-Couesnon pour étudier les zones humides	93
Figure IV. 5. Schéma théorique du gradient d'inondation structurant la distribution spatiale des formations végétales dans une zone humide herbacée.	94
Figure IV. 6. Localisation du sous-site d'étude inclus dans le site de Pleine-Fougères visant à étudier les continuités générées par la mosaïque des cultures.	94
Figure IV. 7. cycles phénologiques des cultures présentes sur le site de « Pleine Fougères ».	95
Figure IV. 8. Prétraitement des images optiques et inversion du modèle PROSAIL (d'après Bacour et al., 2003, dans Lecerf, 2008).	98
Figure IV. 9. Organigramme des prétraitements réalisés sur les images radar.	101
Figure IV. 10. Relevés terrain spécifiques aux différents éléments du paysage potentiellement constitutif des continuités écologiques.	102
Figure IV. 11. Localisation des relevés effectués sur le site des bas marais du Couesnon en 2013.	103
Figure IV. 12. Illustration de la campagne terrain LAI menée sur différents types de cultures.	104
Figure IV. 13. Illustration des prétraitements réalisés sur les photographies hémisphériques pour en dériver le LAI (adapté de Dusseux et al., 2014)	105
Figure IV. 14. Relevés carabes réalisés au sein du mini réseau B en 2013.	107
Figure IV. 15. Piège à carabes	107
Figure IV. 16. Inventaires biologiques réalisés dans 45 parcelles de maïs en 2012	108
Figure IV. 17. Exemple de deux espèces de carabes (des cultures à gauche, forestier à droite)	109
Figure V. 1. Réseau de haies (a) présentant différentes structures, des canopées, ouvertes (b), des canopées denses et fermées (c), émondées avec (d) ou sans (e) strate herbacées (dessin Y. Le Flem).	120
Figure V. 2. Organigramme de traitement des photographies hémisphériques prises sur le terrain. Légende: (1) Densité de la canopée élevée et fort entremêlement du branchage; (2) Densité de la canopée élevée et entremêlement moyen du branchage; (3) Densité de	

la canopée moyenne et entremêlement moyen du branchage; (4) Densité de la canopée faible et faible niveau d'entremêlement du branchage.	122
Figure V. 3. Organigramme de traitement de l'image TerraSAR-X pour extraire des haies bocagères.	125
Table V. 1. Matrice de confusion entre la classification du réseau de haies dérivée de l'image TerraSAR-X (lignes) et les points de validation (colonnes).	127
Figure V. 4. Cartographie de la classification du réseau de haies, dérivée de l'image radar, et localisation des points de validation.	128
Figure V. 5. Régression linéaire entre l'indice d'entropie de Shannon et l'indice d'indice d'hétérogénéité de structure.	129
Figure V. 6. Cartographie de l'indice d'entropie de Shannon des haies extrait de l'image TerraSAR-X.	130
Figure V. 7. Evaluation de la robustesse du modèle élaboré à partir de l'indice HS dérivé des mesures terrain et de l'entropie de Shannon extraite de l'image TerraSAR-X en utilisant la méthode d'échantillonnage « bootstrap » (100 000 itérations). (1) Fréquence des valeurs de pentes ; (2) Fréquence des valeurs de r^2 ; (3) Fréquence des valeurs de RMSE; et (4) Fréquence des valeurs de l'erreur moyenne.	131
Figure VI. 1. Fréquence des degrés d'ouverture de la canopée de l'ensemble des haies détectés par imagerie RSO (mesure des valeurs d'entropie de Shannon pour tous les pixels haies) du site d'étude (a) et fréquence des degrés d'ouverture de la canopée des haies échantillonnées dans le cadre des inventaires de peuplements carabiques forestiers détectés par imagerie RSO (valeurs d'entropie de Shannon mesurées pour les pixels des haies échantillonnées) (b).	141
Figure VI. 2. Organigramme de prétraitements et de traitements des images satellitaires ou aéroportées pour l'extraction du réseau de haies.	142
Figure VI. 3. Organigramme de l'évaluation globale de la relation entre les données de télédétection et la distribution spatiale des carabes forestiers.	144
Figure VI. 4. Exemples de cartes produites à partir de l'entropie de Shannon dérivée de l'image TerraSAR-X. Chaque carte présente une gamme de valeur particulière traduisant le degré d'ouverture de la canopée des haies (illustré par les photographies hémisphériques).	145
Figure VI. 5. Cartes du réseau de haies issues des classifications des photographies aériennes, de l'image SPOT-5 et de l'image TerraSAR-X.	149
Figure VI. 6. Résultats des régressions linéaires entre les cartes dérivées de l'entropie de Shannon, représentant la surface occupée par différentes structures de canopée et la distribution de l'abondance des carabes forestiers.	150
Figure VI. 7. Résultat de la méthode "leave-one-out" appliqué au modèle TerraSAR-X.	152
FigureVII. 1. Dates d'acquisition des images TerraSAR-X et dates de gestion des niveaux d'eau pour le marais de Sougéal (source: DREAL Banque Hydro).	165
FigureVII. 2. Organigramme de la méthodologie de classification des images TerraSAR-X. Les séries temporelles de données correspondent à l'entropie de Shannon, σ° HH, σ° VV, au ratio des coefficients de rétrodiffusion HH / VV et à un vecteur composé de σ° HH et σ° VV	167
FigureVII. 3. Evolution temporelle de SEI et SEP pour les surfaces boisées.	168
FigureVII. 4. Variation intra-annuelle des valeurs moyennes et des écart-types de (a) l'entropie de Shannon, (b) σ° HH, (c) σ° VV et (d) HH / VV pour chaque classe de formation végétale estimés à partir de 20 relevés terrain.	169
FigureVII. 5. Composition colorée des indicateurs polarimétriques dérivés de l'image TerraSAR-X acquise en avril. Les zones en rouge correspondent à la végétation	

émergente. A cette époque de l'année, la double réflexion est le mécanisme de rétrodiffusion dominant pour la végétation herbacée émergente.	170
Figure VII. 6. Cartographie de la distribution des formations végétales dans les zones humides obtenue à partir de la série temporelle d'images TerraSAR-X. La classification a été réalisée en utilisant la combinaison de l'entropie de Shannon et d'un SVM à noyau gaussien.	172
Figure VIII. 1. Organigramme de pré-traitement (a) et de traitement (b) des images radar TerraSAR-X, avec $n = 1 \rightarrow 8$.	180
Figure VIII. 2. Cartographie de la distribution des formations végétales dans les zones humides obtenue via l'utilisation de quatre images TerraSAR-X (acquises en février, mars, avril, et juin). La classification a été réalisée en utilisant la combinaison de l'entropie de Shannon et d'un SVM à noyau gaussien.	183
Figure VIII. 3. Schéma illustrant les variations des processus hydrodynamiques et de croissance des plantes au sein des zones humides en climat tempéré. Les dates d'acquisition des images de TerraSAR-X ont été superposées.	184
Figure IX. 1. Phénologie des cultures présentes sur le site d'étude.	196
Figure IX. 2. Localisation des relevés terrain réalisés en 2012 sur le site d'étude pour calibrer et valider les algorithmes de classification.	198
Figure IX. 3. Schéma d'une classification SVM à deux classes.	200
Figure IX. 4. Schéma général de la classification (d'après Mascle Le Hégarat, 2006).	201
Figure IX. 5. Evolution temporelle des indicateurs des cultures dérivés des images radar.	205
Figure IX. 6. Evolution temporelle des indicateurs des cultures dérivés des images optiques.	206
Figure IX. 7. Variation du critère de qualité de fusion en fonction des différentes combinaisons d'indicateurs (511 au total). En rouge la meilleure combinaison de trois indicateurs ou moins pour chaque classe. DB= double rebond, SB= simple rebond, SE= Entropie, HH= σ^0_{HH} , VV= σ^0_{VV} .	207
Figure IX. 8. Variation du critère de qualité de fusion en fonction du nombre d'indicateur par combinaison, pour chaque classe.	208
Figure IX. 9. Cartographie de l'occupation du sol.	209
Figure X. 1. Diagramme rang-abondance des espèces de carabes dans les parcelles de maïs	225
Figure X. 2. Résultat du partitionnement de la variance réalisé sur les modèles 1 et 2.	226
Figure X. 3. Représentation des espèces sur le plan de l'ACC pour les parcelles de maïs. (MAI_RTE : longueur d'interface maïs/route, MAI_PRE : longueur d'interface maïs/prairies, ENT_MAI : phénologie des parcelles de maïs, ENT_CERE : phénologie des parcelles de céréales, MAI_BOIS : longueur d'interface maïs/bois, SE2_v1 : longueur d'interface maïs/haies peu denses, SE2_v2 : longueur d'interface maïs/haies denses).	227
Figure X. 4. Résultat de la CAH réalisée sur le modèle 2 et illustration des dynamiques intra-annuelles de la composition des communautés des espèces de carabes dans le plan canonique contraint par les variables environnementales mesurées à une échelle parcellaire.	228
Figure X. 5. Relations significatives entre le coefficient moyen de variation pour chaque groupe (5 groupes au total) et les métriques mesurées à l'échelle de la parcelle et moyennées pour chaque groupe.	229
Figure X. 6. Résultat du partitionnement de la variance réalisé sur les modèles 3 et 4.	230
Figure X. 7. Représentation des espèces sur le plan de l'ACC pour les parcelles de maïs. (SE2E1v1 : surfaces de haies peu denses, SE2E1v2 : surfaces de haies peu denses, BATI1 : surface de bâti, CERE1 : surface de céréales, BOIS1 : surface de bois,	

CULT_CULT : longueur d'interface « culture/culture », MAIS1 : surface de maïs, BOIS_CULT : longueur d'interface « bois/céréales »).	230
Figure X. 8. Résultats principaux de l'ACC: significativité et part d'explication des variables, et corrélation des variables avec les 2 premiers axes.	231
Figure X. 9. Résultat de la CAH réalisée sur le modèle 4 et illustration des dynamiques intra- annuelles de la composition des communautés des espèces de carabes dans le plan canonique contraint par les variables environnementales mesurées à l'échelle du paysage.	232
Figure X. 10. Relations significatives entre le coefficient moyen de variation pour chaque groupe (5 groupes au total) et les métriques mesurées à l'échelle de la parcelle et moyennées pour chaque groupe.	233
Figure X. 12. Résultat du partitionnement de la variance réalisé sur les modèles 5 et 6.	232
Figure XI. 1. Illustration des cartes de coûts créées à partir des métriques paysagères « distance à la forêt », « grain paysager » et « qualité de l'habitat ».	247
Figure XI. 2. Relations entre les peuplements de carabiques forestiers et les métriques paysagères : deux métriques présentent un effet de seuil (le grain du paysage (250 m) et la distance à la forêt), et deux métriques sont liées à l'AD (Activité-densité) selon un modèle linéaire (la proportion d'habitats favorables (350 m), et la proportion d'habitats favorables (15 m)	248

LISTE DES TABLEAUX

Table II. 1. Bandes radar, plage de fréquence et de longueur d'onde (Polidori 1997)	27
Table II. 2. Principes généraux des paramètres issus des décompositions de Freeman-Durden et de Cloude-Pottier.	42
Table II. 3. Paramètres dérivés de données acquises en double polarisation (HH/VV).	45
Table IV. 1. Caractéristiques des images radar	96
Table IV. 2. Caractéristiques des images optiques.	96
Table V. 1. Matrice de confusion entre la classification du réseau de haies dérivée de l'image TerraSAR-X (lignes) et les points de validation (colonnes).	127
Table V. 2. Régressions linéaires entre les paramètres polarimétriques, les coefficients de rétrodiffusion extraits de l'image RSO et l'indice d'hétérogénéité de structure mesuré à partir des photographies hémisphériques prises sur le terrain.	129
Table VI. 1. Caractéristiques des données de télédétection.	140
Figure VI. 2. Organigramme de prétraitements et de traitements des images satellitaires ou aéroportées pour l'extraction du réseau de haies.	142
Table VI. 2. Variables quantitatives explicatives testées sur la distribution de l'abondance des carabes forestiers.	147
Table VI. 3. Précision des classifications des haies obtenues à partir des images SPOT-5 et TerraSAR-X.	148
Table VII. 1. Valeurs de l'indice Kappa pour les six techniques de classification appliquées à cinq paramètres radar (σ° HH et σ° VV, σ° (HH / VV), et vecteur combinant σ° HH et σ° VV).	171
Table VII. 2. Matrice de confusion entre le résultat de la classification des formations végétales dérivées des images multi-temporelles TerraSAR-X (lignes) et l'ensemble des points de validation (colonnes). La classification a été effectuée en utilisant la combinaison de l'entropie de Shannon et un SVM à noyau gaussien.	171
Table VIII. 1. Evaluation de la précision des classifications des meilleures combinaisons d'images d'entropie de Shannon.	181
Table VIII. 2. Evaluation de la précision des classifications des différentes combinaisons d'images TerraSAR-X pour chaque classe de formation végétale (OD: pourcentage de pixels sur-détectés; UD: pourcentage de pixels sous-détectés).	182
Table VIII. 3. Matrice de confusion entre le résultat de la classification des formations végétales dérivée de quatre images multi-temporelles TerraSAR-X (lignes) et l'ensemble des points de validation (colonnes). La classification a été effectuée en utilisant la combinaison de l'entropie de Shannon et d'un SVM à noyau gaussien.	183
Table IX. 1. Caractéristiques des images radar.	197
Table IX. 2. Caractéristiques des images optiques.	197
Table IX. 3. Matrice de corrélation entre les indicateurs radar.	203
Table IX. 4. Matrice de corrélation entre les indicateurs dérivés des données optiques.	203
Table IX. 5. Résultats de la fusion des indicateurs temporels dérivés des images optiques, des images radar ou de l'ensemble des deux séries temporelles.	206
Table IX. 6. Table de contingence de la classification finale	209
Table X. 1. Métriques dérivées de la carte de l'occupation du sol (réalisée à partir de photo-interprétation) et de la série temporelle d'images radar à deux échelles (parcelle et paysage).	220
Table X. 2. Présentation des deux modèles élaborés à une échelle parcellaire.	222
Table X. 3. Présentation des deux modèles élaborés à une échelle paysagère.	223

Table X. 4. Présentation des modèles prenant en compte à la fois les métriques mesurées à une échelle parcellaire et à une échelle paysagère.	224
Table X. 5. Résultats principaux de l'ACC: significativité et part d'explication des variables, et corrélation des variables avec les 2 premiers axes.	227
Table XI. 1. Caractéristiques des cartes dérivées de l'image RSO.	245
Table XI. 2. Récapitulatif des variables de connectivité testées.	250
Table XI. 3. Modèles statistiques testés prenant en compte différentes métriques de connectivité.	251
Table XI. 4. Résultats des régressions simples réalisées entre l'activité densité des carabes et les quatre métriques de connectivité.	252
Table XI. 5. Corrélation entre les variables de connectivité calculées selon la surface des patches d'habitat.	252
Table XI. 6. Résultats de la sélection de variables dans le cadre des modèles 1, 2 et 3.	253

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	III
LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES.....	IX
SOMMAIRE	XIII
INTRODUCTION GENERALE.....	1
PARTIE 1. LES CONTINUITES ECOLOGIQUES : CONCEPTS, OUTILS ET METHODES.....	7
INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE.....	9
CHAPITRE I. LES CONTINUITES ET CORRIDORS ECOLOGIQUES	11
I.1. Introduction	12
I.2. Définitions	12
I.3. Fonctions	15
I.4. Les continuités écologiques dans les paysages agricoles	16
I.5. Outils juridiques	18
CHAPITRE II. LA CARTOGRAPHIE DES ELEMENTS DU PAYSAGE POTENTIELLEMENT CONSTITUTIFS DES CONTINUITES ECOLOGIQUES STRUCTURELLES PAR TELEDETECTION SPATIALE	21
II.1. Introduction	22
II.2. Caractéristiques des données de télédétection	22
II.2.1. Dans le domaine optique	23
II.2.2. Dans le domaine des hyperfréquences	26
II.2.2.1 Principes et généralités sur les systèmes RSO	27
II.2.2.2. Caractéristiques d'une image RSO	29
II.2.2.3. L'intensité du signal RSO	33
II.2.2.4. La polarimétrie RSO	34
a) Description de la polarisation d'une onde électromagnétique	34
b) Diffusion polarimétrique	36
c) Acquisition des données en mode polarisation duale	44
I.3. L'identification et la caractérisation des éléments du paysage potentiellement constitutifs des continuités écologiques vue par télédétection	46
II.3.1. Les éléments semi-naturels : les éléments boisés	46
II.3.1.1. Généralité sur le bocage.....	46
II.3.1.2. Etude du bocage à partir de données optiques	50
II.3.1.3. Etude du bocage à partir de données radar.....	53
II.3.2. Les éléments semi-naturels : les zones humides	53
II.3.2.1. Généralités sur les zones humides	53
II.3.2.2. Etude des zones humides à partir des données optiques.....	57
II.3.2.3. Etude des zones humides à partir des données radar	58
II.3.2.4. Etude des zones humides à partir de l'utilisation combinée de données optiques et radar... ..	61
II.3.3. Les éléments agricoles	62
II.3.3.1. Généralité sur les éléments agricoles	62
II.3.3.2. Etude de la mosaïque agricole à partir des données optiques	62
II.3.3.3. Etude de la mosaïque agricole à partir des données radar.....	63

II.3.3.4. Etude de la mosaïque agricole à partir de l'utilisation combinée de données optiques et radar	65
I.4. Cartographie des corridors écologiques à partir de données de télédétection	66
CHAPITRE III. DEMARCHE METHODOLOGIQUE	69
III.1. Introduction	70
III.2. Première étape : Classification de l'occupation et de l'utilisation des sols.	71
III.3. Deuxième étape : Calcul d'indicateurs paysagers par l'application de métriques paysagères	76
III.3.1. Echelle spatiale des métriques	77
III.3.1.1. Echelle du patch	77
III.3.1.2. Echelle du paysage	78
III.3.1.3. Echelle temporelle.....	81
III.4. Cartographie des continuités structurales	81
III.5. Troisième étape : Mise en relation des continuités structurales avec les modèles espèces (Evaluation de la fonctionnalité des continuités)	84
CHAPITRE IV. SITE D'ETUDE ET DONNEES	87
IV.1. Introduction	88
IV.2. Sites d'études	88
IV.2.1. Sous- sites retenus pour l'étude des continuités bocagères	90
IV.2.2. Sous- site retenu pour l'étude des continuités agricoles et plus particulièrement des zones humides	92
IV.2.3. Sous-site retenu pour l'étude des continuités agricoles et plus particulièrement des cultures	94
IV.3. Les données télédétection	95
IV.3.1. Les images	95
IV.3.2. Les prétraitements	97
IV.3.2.1. Prétraitements des images optiques	97
IV.3.2.2. Prétraitements des images radar.....	98
a) Extraction des coefficients de rétrodiffusion	98
b) Extraction des paramètres polarimétriques	99
IV.4. Les données de terrain et leur prétraitement	101
IV.4.1. Les données.....	101
IV.4.2. Les relevés spécifiques au LAI	103
IV.4.3. Les prétraitements	105
IV.5. Les données écologiques et leur prétraitement	106
IV.5.1. Les données.....	106
IV.5.1.1. Inventaires biologiques pour le bocage	106
IV.5.1.2. Inventaires biologiques pour les cultures	108
IV.5.2. Les prétraitements	108
SYNTHESE DE LA PREMIERE PARTIE	111

PARTIE 2. IDENTIFICATION ET CARACTERISATION DES ELEMENTS CONSTITUANT LA TRAME BOISEE

INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE	117
CHAPITRE V. IDENTIFICATION ET CARACTERISATION DES HAIES BOISEES : EVALUATION DES DONNEES TERRASAR-X119	119
V.1. Introduction	120
V.2. Matériel et méthode	121
V.2.1. Site d'étude	121
V.2.2. Les données terrain.....	122
V.2.2.1. Acquisition des données terrain	122
V.2.2.2. Traitement des données terrain	122

V.2.3. Les données satellitaires	123
V.2.3.1. Prétraitement de l'image radar	124
V.2.3.2. Traitement d'image.....	124
a) Extraction du réseau de haies	124
b) Caractérisation de la structure interne des haies	126
V.3. Résultats	127
V.3.1. Extraction du réseau de haies	127
V.3.2. Caractérisation de la structure interne des haies	128
V.4. Discussion	132
V.5. Conclusions	134
CHAPITRE VI. EVALUATION D'INDICATEURS ET DE METRIQUES PAYSAGERES DERIVEES DES IMAGES OPTIQUES ET RSO	
POUR EXPLIQUER LA DISTRIBUTION D'UN MODELE ESPECE	137
VI.1.Introduction	138
VI.2. Matériels et méthodes	139
VI.2.1. Site d'étude	139
VI.2.2. Données de télédétection.....	139
VI.2.3. Relevés terrain : abondance des peuplements de carabiques forestiers	140
VI.2.4. Extraction du réseau de haies	141
VI.2.4.1. Prétraitements des données de télédétection	142
VI.2.5. Evaluation globale de la relation entre les données de télédétection et la distribution des carabes dans le paysage	143
VI.2.5.1. Analyse multi-échelle de la structure du réseau de haies	144
VI.2.5.2. Caractérisation multi-échelles du degré d'ouverture de la canopée des haies.....	145
VI.2.5.3. Relations entre les métriques paysagères, les variables dérivées des données de télédétection et la distribution de l'abondance des carabes forestiers	146
VI.3. Résultats	148
VI.3.1. Peuplements de carabes forestiers.....	148
VI.3.2. Extraction du réseau de haies	148
VI.3.3. Relations entre la distribution de l'abondance des carabes forestiers et les métriques caractérisant la structure du réseau de haies et la structure de la canopée à différentes échelles ..	149
VI.3.3.1. Evaluation de la qualité de l'habitat (dérivée de l'image RSO) pour expliquer la distribution spatiale des carabes forestiers	150
VI.3.3.2. Evaluation globale de la relation entre les métriques et les variables dérivées des données de télédétection et la distribution de l'abondance des carabes forestiers.	151
VI.4. Discussion	152
VI.5. Conclusion	155
SYNTHESE DE LA DEUXIEME PARTIE	157
 <u>PARTIE 3. CARACTERISATION DES ZONES HUMIDES.....</u>	 <u>159</u>
 INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE	 161
CHAPITRE VII. EVALUATION DES DONNEES TERRASAR-X POUR LA CARTOGRAPHIE DE LA VEGETATION DES ZONES HUMIDES	163
VII.1.Introduction	164
VII.2. Site d'étude	164
VII.3. Données	165
VII.4. Méthode	166
VII.4.1. Prétraitement des images radar	166
VII.4.2. Traitement d'images	166
VII.5. Résultats	168
VII.6. Discussion	172

7. Conclusions	175
CHAPITRE VIII. DETERMINATION DES DATES CLES POUR LA CARTOGRAPHIE DE LA VEGETATION DES ZONES HUMIDES A PARTIR D'UNE SERIE TEMPORELLE D'IMAGES RADAR THRS	177
VIII.1.Introduction	178
VIII.2. Matériels et méthode	178
VIII.2.1. Site d'étude	178
VIII.2.2. Données	178
VIII.2.3. Prétraitements des images RSO	179
VIII.2.4. Traitement d'images	179
VIII.3. Résultats	180
VIII.4. Discussion	184
VIII.5. Conclusion	186
SYNTHESE DE LA DE LA TROISIEME PARTIE	187
 PARTIE 4. IDENTIFICATION DES CULTURES	 189
 INTRODUCTION DE LA QUATRIEME PARTIE	 191
CHAPITRE IX. EVALUATION DE LA FUSION D'INDICATEURS DERIVES DE SERIES TEMPORELLES D'IMAGES OPTIQUES ET RADAR POUR LA CARTOGRAPHIE DES CULTURES	193
IX.1.Introduction	194
IX.2. Matériel et méthode	196
IX.2.1. Site d'étude et données	196
IX.2.1.1. Site d'étude	196
IX.2.1.2. Données	197
a) Images satellitaires	197
b) Données terrain et données auxiliaires	198
IX.2.2. Prétraitement et traitement des données	198
IX.2.2.1. Prétraitements	198
a) Imagerie optique	198
b) Imagerie radar	199
IX.2.2.2.Traitements	199
IX.3. Résultats	202
IX.3.1. Analyse des relations entre variables optiques et radar	202
IX.3.2. Analyse des profils temporels des variables optiques et radar	203
IX.3.2.1. Double rebond et simple rebond	203
IX.3.2.2. Coefficients de rétrodiffusion : $\sigma^{\circ}HH$, $\sigma^{\circ}VV$	204
IX.3.2.3. Span et Entropie de Shannon	204
IX.3.1.4. LAI, FAPAR et FCOVER	205
IX.3.3. Les meilleurs descripteurs des cultures	206
IX.3.3.4. Cartographie finale des cultures	208
IX.4. Discussion	210
IX.4.1. Analyse des profils temporels	210
IX.4.1.1. Classe « Maïs »	210
IX.4.1.2. Classes « Blé » et « Orge »	211
IX.4.1.3. Classe « Colza »	211
IX.4.1.4. Classe « Prairies »	212
IX.4.2. Choix des combinaisons d'indicateurs, et classification finale	212
IX .5. Conclusion	214
CHAPITRE X. EVALUATION DE L'IMPACT DE L'ENVIRONNEMENT PAYSAGER ET PARCELLAIRE SUR LA DISTRIBUTION DES ESPECES INFEODEES AUX CULTURES : APPORT DES IMAGES RSO	215
X.1. Introduction	216

X.2. Matériel et méthode	218
X.2.1. Site d'étude	218
X.2.4. Inventaires biologiques	218
X.2.3. Variables explicatives	218
X.2.3.1. Données satellitaires et cartes d'occupation des sols	218
X.2.3.2. Extraction des métriques à l'échelle de la parcelle et à l'échelle du paysage	218
a) A partir des données radar.....	218
c) A partir des photographies aériennes	219
X.2.3.3. Présentation des variables environnementales	219
X.2.4. Modélisation statistique.....	220
X.2.4.1. A l'échelle de la parcelle.....	221
X.2.4.2. A l'échelle du paysage	222
X.2.4.3. Aux deux échelles : parcellaire et paysage.....	223
X.3 Résultats	225
X.3.1. Relevés espèces.....	225
X.3.2. Résultat de la modélisation de la dynamique intra-annuelle de la composition des communautés de carabes à partir de variables environnementales mesurées à une échelle parcellaire	226
X.3.3. Etude du déplacement intra-annuel des échantillons sur l'ensemble des axes canoniques (réalisé à partir des variables parcellaires) pour le modèle 2	228
X.3.4. Résultat de la modélisation de la dynamique intra-annuelle de la composition des communautés de carabes à partir de variables environnementales mesurées à une échelle paysagère	229
X.3.5. Etude du déplacement intra-annuel des échantillons sur l'ensemble des axes canoniques (réalisé à partir des variables paysagères) pour le modèle 4.....	231
X.3.6. Résultat de la modélisation de la dynamique intra-annuelle de la composition des communautés de carabes à partir de variables environnementales mesurées à une échelle parcellaire et à une échelle paysagère	233
X.4. Discussion	234
X.5. Conclusion	236
SYNTHESE DE LA DE LA QUATRIEME PARTIE	237

PARTIE 5. EVALUATION FONCTIONNELLE DES CONTINUITES IDENTIFIEES PAR TELEDETECTION :
EXEMPLE DES STRUCTURES BOISEES..... 239

CHAPITRE XI. AMELIORATION DES METRIQUES DE CONNECTIVITE A PARTIR D'IMAGES RADAR.....	241
XI.1. Introduction	242
XI.2. Matériel et méthodes	243
XI.2.1. Données de Télédétection	243
XI.2.2. Données dérivées des images radar	244
XI.2.2.1. Extraction du réseau de haies	244
XI.2.2.2. Extraction des habitats favorables à partir de l'entropie de Shannon dérivée de l'image TerraSAR-X.....	244
XI.2.3. Inventaires biologiques	245
XI.2.4. Connectivité et modèles de répartition de carabes.....	245
XI.2.4.1. Création des cartes de perméabilité	245
. XI 2.4.2. Calcul de la connectivité des patches d'habitat	249
XI.2.5. Modélisation statistique.....	250
XI.3. Résultats	251
XI.3.1. Comparaison des cartes de perméabilité.....	251
XI.3.2. Modélisation statistique.....	251

XI.4. Discussion	253
XI.5. Conclusion	256
<u>CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES</u>	<u>257</u>
<u>BIBLIOGRAPHIE</u>	<u>263</u>
<u>ANNEXES</u>	<u>293</u>
ANNEXE A.....	293
ANNEXE B.....	295
ANNEXE C.....	296
ANNEXE D	297
ANNEXE E	315
ANNEXE F	335
<u>LISTE DES FIGURES</u>	<u>341</u>
<u>LISTE DES TABLEAUX</u>	<u>347</u>
<u>TABLE DES MATIERES</u>	<u>349</u>

Résumé : La fragmentation des habitats est aujourd'hui considérée comme l'une des plus sérieuses menaces sur la biodiversité, et une des causes majeures de la crise actuelle d'extinction des espèces. Dans les paysages fragmentés, le mouvement est un processus clé pour la survie des espèces faunistiques et floristiques, celui-ci étant facilité par une connectivité importante entre les éléments du paysage. Parmi les éléments qui concourent à augmenter la connectivité du paysage, les corridors écologiques sont particulièrement intéressants et efficaces. Le principal objectif de cette thèse est d'évaluer l'intérêt des images THRS pour identifier et caractériser les éléments du paysage agricole potentiellement constitutifs des corridors écologiques. Pour cela, nous avons évalué le potentiel des images RSO et de l'utilisation combinée des données optiques et radar THRS pour caractériser des continuités écologiques à échelle fine, tant d'un point de vue structurel que fonctionnel. Les résultats montrent que les images radar et plus particulièrement un indicateur polarimétrique qui en est dérivé, l'entropie de Shannon, permettent de quantifier le degré d'ouverture de la canopée des haies, indicateur qui a pu être évalué d'un point de vue écologique. De plus, ils ont permis de mettre en évidence les indicateurs, les méthodes de classification et les dates clefs pour la cartographie des zones humides. Une évaluation de la synergie d'images optiques et radar a permis de montrer que les données radar permettent de cartographier des cultures. Nous avons également montré l'apport des séries temporelles d'images radar pour l'amélioration de modèles biologiques visant à expliquer la distribution de la biodiversité dans les paysages agricoles. Enfin, nous avons pu développer de nouvelles métriques de connectivité en intégrant des informations dérivées de données de télédétection qui se sont avérées pertinentes d'un point de vue écologique.

Mots clefs : Corridors écologiques, Connectivité, Zones humides, Bocage, Mosaïque agricole, Images optiques, Images radar, SVM, Fusion, Trame Verte et Bleue

Abstract: Habitat fragmentation is now considered as one of the most serious threats to biodiversity, and a major cause of the current crisis of species extinction. In fragmented landscapes, movement is a key process for the survival of flora and fauna species. Movement is facilitated by a significant connectivity between landscape elements. Among elements that contribute to increase landscape connectivity, ecological corridors are particularly useful and effective. The main objective of this PhD is to evaluate the interest of the VHSR images to identify and characterize potential agricultural landscape elements of the ecological networks. We evaluated the potential of SAR images and the combined use of VHSR optical and radar data to characterize ecological continuities at a fine scale, both structural and functional points of view. Results show that radar images and especially a polarimetric indicator, the Shannon entropy, allow quantifying the canopy cover of hedges. This indicator was assessed from an ecologically point of view. In addition, we highlight the indicators, classification methods and key dates to map wetland vegetation types. An evaluation of the synergy of radar and optical images shows the usefulness of radar data for crops mapping. We also showed the contribution of radar time series for improving biological models that explain the biodiversity distribution in agricultural landscapes. Finally, we developed new connectivity metrics, which relevant from an ecological point of view, by integrating information derived from remote sensing data.

Keywords: Ecological Corridors, Connectivity, Wetlands, Crops, Hedgerows, Optical images, Radar images, SVM, Fusion,

